

Implementering av miljöbedömningar i Sverige

från EG-direktiv till kommunal översiktlig planering

Ann Åkerskog

Fakulteten för naturresurser och lantbruk

Institutionen för stad och land

Uppsala

Doctoral Thesis
Swedish University of Agricultural Sciences
Uppsala 2009

Acta Universitatis agriculturae Sueciae

2009: 2

Omslag: Serieruta publicerad med tillstånd av Jan Berglin, hösten 2008.

ISSN 1652-6880

ISBN 978-91-86195-49-6

© 2009 Ann Åkerskog, Uppsala

Tryck: SLU Service/Repro, Uppsala 2009

Implementation of Environmental assessment in Sweden, from EC-Directive to municipal comprehensive planning

Abstract

The European Union (EU) Directive 2001/42/EC on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment (hereafter called the SEA-directive) that came into effect on 21 July in 2001 has started a policy implementation process in the 27 member states. In Sweden the spatial planning in municipalities and their comprehensive planning activities will be a major arena for implementing the SEA directive..

The aim of the thesis is to investigate the planning practice emanating from the implementation of the SEA-directive into Swedish municipal planning. The aim is also to shed light on SEA as a steering tool for change. The results from the discourse analysis of the policy expectations of the SEA implementation as expressed in the preparatory works to the law picture a national SEA discourse that wants to above all promote efficiency in the municipal comprehensive planning processes. The message from the discourse is however contradictory. On the one hand a no change picture is outlined on the other hand is outlined major benefits for planning. In relation to sustainable development the role of SEA is down sized.

Another study shows how the implementing officers at the local authorities perceive the coming change when SEA is introduced into Swedish municipal comprehensive planning. They foresee difficulties with financing the extra work, new personnel and education, with a greater need for inter-and intra organisational communication, difficulties with political climate and economic environment, as complications with tiering, since the Swedish planning system is not particularly tiered at present. The implementers also have difficulties in understanding the purpose of SEA and how to tackle contradicting objectives, such as more consultations and faster planning processes.

The above brief description leads to questions relating to what kind of implementation that will be the results of this situation? In 2007 twelve municipalities, out of a total of 290 had made their first attempts to implement the SEA directive as part of municipal comprehensive plans (MCP). First results or policy outcomes can thus be explored. The main focus of this study is the planning documents, including the environmental report (ER), as they represent the written part of the planning process and the results of the local SEA practice. The empirical focus of the main empirical study are the contents of the SEAs in 24 plans made before the introduction of the SEA directive and the contents of the first 12 municipal

comprehensive plans that have implemented the Swedish SEA legislation based on the SEA directive.

The result is a change in perspective towards more specific environmental issues in the later plans as compared to the ones made before the demands of SEA. The transparency of consultation has increased and consultations with the County Administrative Board have been held by many of municipalities. By taking a policy implementation perspective, the importance of context is made obvious, for the role that SEA implementation can take and what space for action the implementers have in developing their SEA-practice. The discourse perspective helped to “uncover” and display the character of the governments SEA discourse and thus also to, in more detail, outline the discursive governmental input to change of planning and SEA practice in the municipalities.

Keywords: Swedish; Miljöbedömning, SMB, policyimplementering, diskursanalys, översiktlig planering, miljöbedömningspraktik. English: SEA, policy implementation, discourse analysis, comprehensive municipal planning, SEA practice

Author's address: Ann Åkerskog, Department of Urban and Rural Development, SLU
Box 7012, 750 07 Uppsala Sweden
E-mail: ann.akerskog@sol.slu.se

Tillägnan

Till Henrietta, Waldemar och Inez.

Förord och tack

Så till slut är jag klar. Fullärd? Knappast! Snarare mer nyfiken än någonsin på nya frågor, nya kunskaper, nya sammanhang.

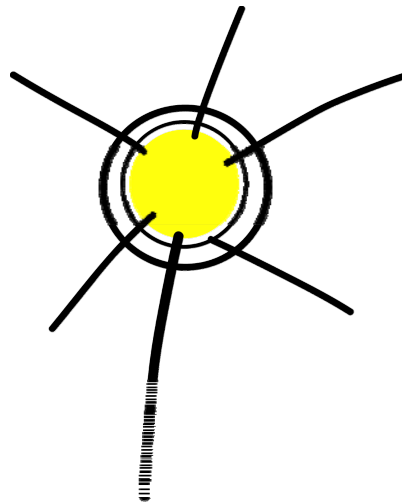
Som för alla större livsprojekt krävs att en del förutsättningar finns på plats för att de skall kunna genomföras. Detta doktorandarbete hade inte blivit utfört av mig om inte Bengt-Olov Nilsson på dåvarande Scandiaconsult hade varit min projektledare och ställt upp som referensperson då jag sökte den utlysta tjänsten, tack för det B-O!

Fakulteten för naturresurser och lantbruk har stått för finansieringen av doktorandtjänsten – en grundläggande förutsättning som jag härmed tackar för. Institutionen för stad och land (tidigare landskapsplanering) har varit min hemvist på SLU. Institutionen har gett mig tillgång till trevliga rum, dator, kopieringsmaskin och fikarum och en massa annat nödvändigt, tack för det! Jag har erhållit resestipendier för att delta i internationella konferenser av Lammska stiftelsen och Wallenbergska stiftelsen. Ultunabibliotekets personal är värda ett stort tack för att under många år servat mig med beställda böcker och artiklar. Jag vill också tacka Jan Berglin för tillstånd att använda en av hans bilder på avhandlingens omslag, och för att han lyser upp vardagen med sina samtidsreflektioner.

Hans-Georg Wallentinus, en sann eldsjäl, initierade MKB-centrum vid institutionen för landskapsplanering 1999, vilket var en förutsättning för att inrätta en doktorandtjänst med inriktning mot Strategiska miljöbedömningar (SMB). Tack Hans-Georg för ditt MKB-engagemang och för att du var min huvudhandledare mellan 2001–2006. Lars Emmelin, adjungerad professor i MKB från Blekinge Tekniska Högskola, var garant för att jag skulle få påbörja min forskarutbildning. Jag vill rikta ett stort tack till Lars som agerat biträdande handledare och som sådan låtit mig delta i forskningsprogrammet MiSts alla workshops, seminarier och forskarskola, och därmed gett mig ett

värdefullt nätverk och flera goda vänner. I det sammanhanget vill jag också rikta ett tack till Holmfridur Bjarnadóttir som jag samarbetat med under inledningen av avhandlingsarbetet och som vandrat samtidigt som jag över SEA-fältet. Magnus Ljung har under den tid han hörde till institutionen också varit biträdande handledare. Till Magnus vill jag säga tack för alla goda frågor som lyfter en insnöad doktorand till mer övergripande perspektiv, som till exempel: "Vilket fenomen är det du studerar?" och "Vilken är din teoretiska utgångspunkt?" Kristina Nilsson har varit biträdande handledare under hela doktorandperioden, hon har framför allt bevakat hur jag behandlat planerarna, tack för den hjälpen. Ulla Berglund kom in sent i arbetet, men kom med värdefull kunskap och erfarenhet, både mänsklig och forskningsmässig, i rätt tid. Tack för din omtänksamhet Ulla! Jag vill också tacka Aleh Cherp som agerat förhandsgranskare. Tack också till Kjell Hansen för värdefulla kommentarer vid förhandsgranskningen och en mycket givande och uppmuntrande slutseminarieopposition. Sist, men absolut inte minst, vill jag tacka Tuija Hilding-Rydevik, som varit min huvudhandledare sedan Hans-Georg gick i pension. Utan dig hade detta aldrig gått! Din kombination av skratt, nyfikenhet på forskning, människor och livet, din stora kapacitet och kunskap och dina ledaregenskaper har varit värda enormt mycket. Tufft emellanåt, javisst, men absolut värt det! Tillsammans har vi lärt oss massor om allt möjligt, inte minst om varandra. Jag hoppas verkligen att vårt samarbete kan fortsätta, om än i något andra former.

Kära SOL (institutionen för stad och land)



- alla, kollegor och vänner! Utan en lämplig kontext fungerar inte det enskilda projektet. Tack för att jag får vara en del av den gemenskap som vi tillsammans skapar i fikarummet, på promenader till och från syltan, i sång och festglädje, i svåra stunder, i möten och seminarier, i ilska över krånglande kopieringsmaskiner, i stort och smått. Det är en ynnest att få höra till.

Tack alla för det!

Några personer har betytt särskilt mycket för mig som doktorand. Doktorandkollegor i "min generation" har följts åt under många år. Vi har ordnat kurser, läst varandras texter, kämpat mot orättvisor och för bättre förhållanden, stöttat varandra och inte minst haft mycket kul längs vägen. Tack Anna, Antoinette, Hanna, Helena, Karin, Kristina, Lotten, Madeleine, Oskar, Per, Susan och Ulla för alla goda stunder tillsammans. En särskild kram till Anna, Helena och Madeleine som har bidragit med så mycket; pratiga promenader, fikastunder, vänskap och livskunskap! Allra närmast har dock Ulla kommit eftersom vi delat rum i nästan sju år. Nu har vi tillfälligt blivit delade på, men vi kämpar oförtrutet vidare för ett gemensamt rum, och för nya uppgifter och utmaningar framöver. Tack Ulla för allt – utan dig skulle resan inte ha blivit lika kul och mänsklig!

Stort tack vill jag också säga till Eva för din omtanke och värme, till Per-Arne, som hävdar att allt är möjligt, och som ser till att det blir så, till David som alltid ser till att datorn funkade och till Agneta för hjälp med mallen i slutskedet.

Till släkt och vänner som jag har försakat, särskilt under det sista året, vill jag säga: Tack för ert tålamod! Nu skall jag försöka bli mer tillgänglig och komma ihåg era födelsedagar och hinna träffa er oftare. Tack mamma och pappa och Ulf och Karin för barnpassning. Tack Kerstin och Ylva för uppmuntrande mail och telefonsamtal och Stefan för lån av lägenhet. Tack Hobbe för att du finns för sällsynta men livsviktiga samtal! Tack alla Mahjongpartners för avkopplande stunder under åren som gått.

Men de största kramarna går till Jan-Olov, Henrietta, Waldemar och Inez! Mina älsklingar, tack för att ni har varit tålmådigas och för att ni orkat med en stressad och något frånvarande hustru/mamma. Tack för era kramar och för att ni hållit mig kvar i verkligheten! Nu blir det mer tid tillsammans. In med mer musik, mera sång, mera trädgårdsdrömmar, mera liv!

*Det ska va gött å leva annars kan det kvetta,
Fiint å leva annars kan det kvetta,
Lätt å leva annars kan det kvetta
Spring inte runt och vela,
för då sabbar du det hela
Spring inte runt och veva,
det skall va gött, gött, gött, gött
å leva!*

(hämtat från Macken, av *Galenskaparna After Shave*)

Prolog

”Du ställer fel frågor!”

Fel frågor? Jag blev mycket fundersam. Här stod chefen och påstod att jag ställde fel frågor. Han förklarade, rätt kort i tonen, att jag inte kunde ifrågasätta alternativen nu, inte i detta skede. Det var redan avgjort. Nu handlade det om att beskriva de olika alternativen så väl som möjligt och de olika konsekvenser som de kunde tänkas ge upphov till, inte att hitta andra lösningar. Det var bara att fortsätta konsultarbetet med miljökonsekvensbeskrivningen (MKB), trots att jag som landskapsarkitekt betraktade alternativen som rätt vansinniga. Det handlade om motorvägstunnlar genom Kungshatt och under halva Lovön och svårbegripliga beräkningsmodeller för hypotetiska trafikflöden genom och förbi Stockholm.

Denna händelse fick mig att förstå något som jag inte uppmärksammat tidigare, nämligen att MKB-arbetet inte kunde ifrågasätta själva frågeställningen i ett projekt, bara visa konsekvenser av olika alternativ som (ofta redan på ett mycket tidigt stadium) redan beslutats om. Arbetet med MKB kom helt enkelt in för sent i planeringsprocesserna för att möjliggöra sådana frågor.

Några år senare gick jag en fortbildningskurs om MKB för praktiker och fick då en förklaring till det fenomen som jag mycket bryskt uppmärksammat på. Jag hade mycket riktigt ställt fel frågor, eller det vill säga, det var bra och relevanta frågor, men ställda vid fel tillfälle i en lång planeringsprocess. Lösningen kallades för SMB-strategiska miljöbedömningar. I SMB-arbetet, fick jag lära mig, kan man ställa övergripande frågor om vad och varför redan tidigt i planeringsskeden, medan MKB-arbete snarare sysslar med var och hur i senare skeden.

Detta är upprinnelsen till varför jag sökte en doktorandtjänst som hade SMB som sin inriktning. Jag ville helt enkelt fördjupa mig i ämnesområdet om vilka frågor som bör ställas när, och om och hur det fungerar inom ramen för kommunernas översiktliga planering.

Innehåll

Förteckning över artiklar	15
Förkortningar	17
1 Introduktion	19
1.1 Bakgrund	19
1.2 Syfte och forskningsfrågor	21
1.3 Läsanvisning	22
2 Teoretiska perspektiv	25
2.1 Policyimplementering	25
2.2 Diskursperspektiv	31
3 Metodologi	35
3.1 Metod	35
3.2 Genomförande	36
3.3 Avgränsning	38
3.4 Implementeringsanalys och utvärdering	39
3.5 Granskning av planer	40
3.6 Diskursanalys	43
3.7 Intervjuer	44
4 SEA – hur ser fältet ut?	47
5 Den svenska kontexten	51
5.1 EU och SEA-direktivet	51
5.2 Implementering av direktivet på nationell nivå	53
5.3 Miljöbedömning i svensk lag	53

5.4	Ansvariga myndigheter	54
5.5	Den svenska kontexten för översiktsplanering	55
5.6	Tillämpare på regional och lokal nivå	59
5.7	Resultat av den lokala implementeringsprocessen i form av planer	61
6	Sammanfattning av de ingående artiklarna	63
6.1	Artikel I, "Sustainable development and the role of SEA in municipal comprehensive planning in Sweden"	63
6.2	Artikel II, "Speaking with a double tongue - the Swedish governmental SEA discourse and the emergence of a local SEA practice"	65
6.3	Artikel III, "Street-level bureaucrats' readiness for implementing SEA in Swedish municipal comprehensive planning"	67
6.4	Artikel IV, "SEA in spatial planning documents in Sweden - outcomes of the early implementation of the EU SEA-directive"	68
7	Diskussion och slutsatser	71
7.1	Syftet med SEA och SEAs roll	71
7.2	Tillämparnas praktik	73
7.3	Förändring - outcome av implementeringen	75
7.4	Diskursperspektiv	77
7.5	Internationella iakttagelser	78
7.6	Slutsatser	79
7.7	Fortsatt forskning	80
	Referenser	81
	Bilagor	91
	1. SEA direktivet	
	2. Miljöbalken kap. 6 §§ 11-18, 22	
	3. Plan- och bygglagen kap. 4	
	Artiklar	123
	Epilog	252

Förteckning över artiklar

Denna avhandling är baserad på det arbete som återfinns i följande artiklar och som refereras till med Romerska siffror i texten:

- I Bjarnadóttir, H. och Åkerskog, A. (2003). Sustainable development and the role of SEA in municipal comprehensive planning in Sweden. I Hilding-Rydevik, T. (red) *Environmental assessment of plans and programs*. Nordregio R2003:4, S 117-150, Stockholm.
- II Hilding-Rydevik, T. och Åkerskog, A. (2008). *Speaking with a double tongue - Swedish governmental SEA discourse and the emergence of a local SEA practice* (inskickad).
- III Åkerskog, A. och Berglund, U. (2008). *Street-level bureaucrats' readiness for implementing SEA in Swedish municipal comprehensive planning*. (inskickad).
- IV Åkerskog, A. (2008). *SEA in spatial planning documents in Sweden - outcomes of the early implementation of the EU SEA-directive*. (Manuskript).

Artikel I är publicerad med tillstånd av Nordregio.

Min del i artiklarna

I artikel I delades arbetet med insamling av empiri, analys och skrivande mellan författarna. Sista handen vid skrivandet lades av Bjarnadóttir.

I artikel II är jag ensamt ansvarig för insamling av empiri och den grundläggande analysen. Teoretisk ansats, analys och skrivande har gjorts med lika stor insats av författarna.

I artikel III är jag ensamt ansvarig för upplägg av studien, insamling och första grundläggande analys. Jag har skrivit i stort sett hela artikeln bortsett från kortare stycken. Diskussion om upplägg, skrivningar, analys m.m. har skett i mycket nära samarbete med medförfattaren Berglund.

I artikel IV är jag ensamt ansvarig för upplägg, insamling av empiri, analys och skrivande av artikelmanus. Jag har fått handledarhjälp av normal omfattning under arbetet.

Förkortningar

MB	Miljöbalken
MiSt	Forskningsprogrammet Miljöstrategiska verktyg
MKB	Miljökonsekvensbeskrivning/bedömning
PBL	Plan- och Bygglagen
SEA	Strategic Environmental Assessment
SA	Sustainability appraisals
SOU	Statens Offentliga Utredningar
ÖP	Översiktsplan

1 Introduktion

Mitt avhandlingsarbete började med en genuin nyfikenhet på att få veta mer om strategiska miljöbedömningar (SMB), eller som det heter idag, miljöbedömningar av planer och program. Begreppet är hämtat från engelskans Strategic Environmental Assessment (SEA). Som konsult hade jag praktiska erfarenheter av att arbeta med miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) för stora väg- och järnvägsprojekt och för detaljplaner, men saknade den vetenskapliga förståelsen för det jag arbetade med och kunskap om relationen mellan SMB och MKB. Resultatet av nyfikenheten har blivit en doktorsavhandling som utforskar implementeringen av miljöbedömningar som ett politiskt styrmedel för miljöintegrering och hållbar utveckling.

1.1 Bakgrund

MKB är ett verktyg som introducerades för att åstadkomma beslutsunderlag som bättre belyser hur miljön påverkas av förändringar av olika slag. Det var i NEPA, National Environmental Policy Act, (USA) som man först införde krav på att federala beslut och handlingar skulle redovisa den betydande miljöpåverkan som de förde med sig (Dalal-Clayton 2003). Men istället för den ursprungliga tanken om MKB av beslut på en övergripande statlig nivå, kom MKB att utvecklas på lokal- och projektnivå. Sedan NEPA antog de första reglerna har MKB -system i olika former etablerats över världen. Det började 1973 i Kanada och fortsatte därefter i Australien, Västtyskland och Frankrike och spreds vidare över världen och har idag lagstadgats i mer än 100 länder. Sedermera har även utvecklingsländerna sett fördelarna med verktyget och införlivat det i sina respektive lagstiftningar. Dessa system varierar från att vara obligatoriska regler och lagar, till riktlinjer och ibland endast tillfälliga MKB som görs för att de krävs av t ex SIDA eller Världsbanken. Även inom EU:s medlemsstater är skillnaderna i implementering tydliga, där MKB

praktiseras i mängd varianter (Glasson 1994). Detta trots att ett gemensamt direktiv (Directive 85/337) antogs 1985 och var implementerat i medlemsstaternas lagstiftning 1988.

Den grundläggande tanken med MKB är att tänka efter före. Det handlar om att information om ett projekts konsekvenser (t.ex. vägsträckning eller industrietablering) tillförs en beslutsprocess i god tid i syfte att förbättra beslutsprocessen när det gäller hänsyn till miljön. Vikten av en demokratisk beslutsprocess betonas också.

Sedan 1980-talet har dock diskuterats – inom både forskning och praktik – det som upplevs som brister hos MKB. Man uppmärksammade att planering och beslut som föregår projektnivån också har betydelse för beslut som påverkar miljön. Forskning om MKB för PPP (policy, planer, program) tog fart redan på 1990-talet. Senare myntades begreppet SEA och ersatte MKB för PPP. I Sverige översattes SEA med SMB och har idag ersatts i den nya lagstiftningen med begreppet miljöbedömning (mer om detta i kapitel 5). En hel familj av olika konsekvensbeskrivningar har vuxit fram sedan 1969, då USA introducerade den första MKB-lagstiftningen i världen. Idag finns exempelvis SMB, hållbarhetsbedömningar, hälsokonsekvensbeskrivningar, sociala konsekvensbeskrivningar och institutionella konsekvensbeskrivningar.

Inom det internationella MKB-kollektivet (forskare och praktiker) har på senare år uppstått en viss eftertänksamhet. Vad har i praktiken uppnåtts genom lagstiftning och implementering av MKB? Vad har förändrats? Har beslutsunderlag och beslut blivit bättre i någon mening och i relation till miljöfrågorna? Många frågor om hur praktiken förändrats i planerings- och beslutsprocesser i olika kontexter till följd av tillämpningen av projekt-MKB är idag obesvarade. Detta gäller i ännu högre grad för SEA. Som utvecklas i kapitel 4 har forskningen om och för MKB haft ett starkt normativt inslag och i mångt och mycket gått i samma spår världen över. SEAs mål och medel är omtvistade inom forskningen och nya angreppssätt behövs för att föra denna diskussion vidare samt för att fördjupa den. Det yttersta målet med att implementera SEA, är att det skall leda till en hållbar utveckling av samhället. Detta skall uppnås genom att integrera miljöaspekter i beslutsfattandet (MB kap 6 § 11 Bilaga 2).

Inom EU påbörjades diskussionen om SEA och införandet av ett nytt direktiv på 1970-talet. SEA-direktivet arbetades fram inom EU som en reaktion på brister med de MKB som krävs för verksamheter och åtgärder. År 2004 hade Sverige och de övriga EU-länderna implementerat EG-direktivet i nationell lagstiftning. I EU:s medlemsländer innebär det att SEA framför allt kommer att appliceras på den regionala planeringsnivån. I Sverige omfattas framför allt kommunerna av denna förändring eftersom kommunala planer

för energi, avfall och fysisk planering härnäst skall innehålla en miljöbedömning om planförslagen bedöms ge upphov till så kallad betydande miljöpåverkan. Ett av de viktigaste planinstituterna i Sverige för implementeringen av SEA-direktivet kommer att vara de kommunala översiktsplanerna. Även om detaljplanerna också omfattas av de nya kraven, är det i översiktsplanen som den övergripande planeringen för kommunen sker och är därför det mest strategiska planeringsverktyget vi har för fysisk planering, bortsett från RUF, Regionplanen för Stockholm. Samtliga 290 kommuner är skyldiga att ha en aktuell kommuntäckande översiktsplan. Sedan 1996 finns krav i PBL på kommunerna att redovisa översiktsplanens konsekvenser.

Implementering handlar om att införa en policy, t ex en lag, i syfte att förändra en befintlig praktik i en viss riktning. I fallet med miljöbedömningar anges det övergripande politiska målet vara *hållbar utveckling*. Enligt SEA-direktivet och svensk lag skall målet uppnås genom integrering av miljöaspekter i planeringsprocessen.

Som helhet har den svenska tillämpningen av MKB och konsekvensbeskrivningskraven i PBL inte varit föremål för några mer omfattande eller grundläggande utvärderingar. Liksom i övriga världen är avsaknaden av empiri om MKBs bidrag till en förändrad praktik stor, vilket utvecklas senare i avhandlingen. Det saknas således kunskap om hur miljöbedömningar implementerats i svensk översiktlig planering och information om hur konsekvensbeskrivningar gjordes före implementeringen av SEA. Det saknas därmed kunskap om den förändring som uppstått till följd av SEA.

I avhandlingen har implementeringen av SEA i Sverige studerats ur ett policyimplementeringsperspektiv. Detta är till viss del självklart eftersom SEA-direktivets införande utgör en implementeringsprocess, men för MKB-fältet är detta ett nytt perspektiv. Vidare har i avhandlingen använts ett diskursperspektiv för att fördjupa förståelsen av förutsättningarna för en lokal, kommunal SEA-praktik att uppstå. Diskursperspektivet är nämnt av en del forskare inom SEA-forskningen men har inte tillämpats fullt ut. I avhandlingen kompletteras således policyimplementeringsperspektivet med ett diskursperspektiv.

1.2 Syfte och forskningsfrågor

Syftet med avhandlingen är utforska vilken förändring som implementeringen av SEA i den svenska översiktsplaneringskontexten har åstadkommit genom att studera plandokumentet. Syftet är också att belysa

SEA som styrmedel för förändring genom att anta ett policyimplementeringsperspektiv och studera förutsättningarna för implementeringen med diskursanalys.

Följande forskningsfrågor har väglett arbetet:

- Hur hanteras miljökonsekvenser i den kommunala översiktliga planeringen före implementeringen av SEA-direktivet?
- Vilka förutsättningar omgärdade framtagandet av den svenska nationella SEA-policy?
- Vilka förväntade förändringar av den kommunala miljöbedömningspraktiken kan utläsas ur policyn och vilka förutsättningar för förändring ger den?
- Vilka förändringar ser de kommunala tjänstemännen/närbyråkraterna framför sig?
- Hur hanteras miljökonsekvenser i kommunal översiktlig planering efter implementeringen?
- På vilket sätt bidrar ett diskursperspektiv till förståelsen?

Avhandlingen är utförd inom ramen för forskarutbildningsämnet landskapsplanering. Inom ramen för detta ämne finns MKB som forskningsfält, vilket utgör ett exempel på metoder som används inom ramen för fysisk planering. Min bakgrund som landskapsarkitekt och praktiserande konsult färgade frågeställningarna inledningsvis. Från att ha haft en normativ utgångspunkt i mitt betraktande av SEA, har jag under tiden som forskarstuderande övergått till att betrakta nödvändigheten av att integrera SEA i planeringen, endast med utgångspunkt från att det sägs i lagen.

Avhandlingen bidrar till ny empiri om implementeringen av SEA-direktivet i den svenska kontexten. Ur ett svenskt och internationellt MKB-forskningsperspektiv bidrar avhandlingen dels till att ta fram ny sorts empiri (från diskursanalysen) dels genom att anta ett policyimplementeringsperspektiv. Teoretiskt bidrar avhandlingen till att både tillämpa ett policyimplementeringsperspektiv och ett diskursperspektiv, samt att relatera dessa till varandra. Forskningen bidrar från ett svenskt planeringsperspektiv till en ökad förståelse för hur SEA införlivas i den kommunala planeringspraktiken.

1.3 Läsanvisning

Kappan utgör en ramberättelse som skall syntetisera avhandlingens ingående artiklar. Det går att börja med att läsa artiklarna eller kappan. Det viktiga är dock att läsaren ser att artiklar och kappan tillsammans utgör en helhet.

Kapitel 1 ger en introduktion till avhandlingen och redovisar syfte och forskningsfrågor. I kapitel 2 beskrivs förutom policyimplementering också

övriga teoretiska utgångspunkter för avhandlingen. I Metodkapitlet 3, beskrivs genomförandet av avhandlingen och metoderna för insamling av empirin. Kapitel 4 innehåller en forskningsöversikt över SEA/MKB fältet. Kapitel 5 beskriver kortfattat EU och direktivet, och ger en bakgrund till den svenska kontexten. Kapitel 6 innehåller en sammanfattning av artiklarna I-IV och i kapitel 7 förs en diskussion kring artiklarna och de valda teoretiska perspektiven.

2 Teoretiska perspektiv

2.1 Policyimplementering

Olika försök har gjorts att ge en kärnfull definition på implementering. "Implementering – hur politiska beslut genomförs i praktiken" används av Sannerstedt (2001). En annan definition är Fermanns (1990) "what happens between policy expectations and policy results" eller "how policy is put into action or practice" (Parsons 2001). Berman (1978) uttrycker implementeringens innersta natur som "en balans mellan komplexa krafter och organisatorisk dynamik". Han menar att implementering i sig är "genomförandet av ett auktoritativt beslut" och att det inte handlar om ifall beslutets mål passar eller är lämpligt. Även om det uttrycks olika avser dessa citat ett fenomen som ger upphov till en handling och förändring.

Begreppet *policyimplementering* har sin upprinnelse i USA, där de forskare som kommit att stå som upphovsmän är Pressman och Wildavsky (1984) som skrev sin numera välkända skrift "Implementation – how great expectations in Washington are dashed in Oakland". Med den visade de att beslut om åtgärder som fattas av politiker inte nödvändigtvis praktiseras eller infrias på det sätt som de förväntar sig. De visade att ett gap uppstod mellan lagstiftarnas förväntningar och de genomförande byråkraternas handlande (Van Meter & Van Horn 1975). Det faktum att byråkrater och tjänstemän som har till uppgift att genomföra besluten inte är neutrala tjänare, utan har egna uppfattningar, intressen och värderingar som påverkar resultatet blev en viktig förutsättning vid studier av vilka resultat policyimplementeringen gav upphov till. Pressman och Wildavsky såg implementering som en förmåga att skapa länkar i en kausal kedja för att få policyn att börja verka. Införandet av begreppet implementering gjorde det möjligt att studera processen mellan beslut och resultat och ledde till att fältet öppnades för forskning.

Först ut var de forskare som försökte identifiera faktorer från en rationell utgångspunkt och som kunde leda till lyckad implementering. Det innebar att utifrån beslutsfattarnas avsikter studera vad som får tillämpare att göra vad de blir tillsagda att göra och att på detta sätt behålla kontrollen över olika steg i ett implementeringssystem. Detta perspektiv är ett tydligt exempel på instrumentell rationalitet, där budskapet uppifrån betraktas som att det överlämnas och mottas i oförvanskat skick till nästkommande nivåer i genomförandehierarkin. Den forskning som gjordes inom ramen för uppifrånperspektivet (top-down) handlar foljdriktigt om att hitta lösningar på de hinder som uppstår under implementeringsfasen (Sabatier 1989). De hade en utpräglad positivistisk utgångspunkt i sin forskning om policyanalys (deLeon, 1998). Sabatier och Mazmanian tog fram en 6-punktslista för de förutsättningar som bör vara uppfyllda för att skapa en effektiv implementering av mål enligt uppifrånperspektivet:

1. Klara och entydiga mål.
2. Lämplig kausal teori.
3. Implementeringsprocessen bör vara rättsligt strukturerad på ett sådant sätt att möjligheterna för efterlevnad för tillämpare och målgrupper ökar.
4. Tillämpare skall vara engagerade och skickliga.
5. Intresseorganisationer och högre instanser skall stödja implementeringen.
6. Förändringar i socioekonomiska förhållanden får inte påtagligt påverka det politiska stödet eller kausalsambanden.

Kritiken mot uppifrånperspektivet består av att för mycket fokus i analysen av implementeringen ligger på att definiera mål uppifrån snarare än på tillämparnas roll i den efterföljande processen. Nedifrånperspektivet (bottom-up) utgår istället från tillämparnas handlande. I uppifrånperspektivet är det lagens formulering och mening som är utgångspunkten för analysen av implementeringen. Problemet som skall beskrivas och förklaras är hur lagen skall implementeras. I nedifrånperspektivet (bottom-up) vill man istället konstatera om lagen har någon styrande verkan på tillämpningen (Sannerstedt 2001). En annan skillnad är att uppifrånperspektivet utgår ifrån beslutsfattarnas avsikter, medan utgångspunkten för nedifrånperspektivet istället är tillämparnas handlande.

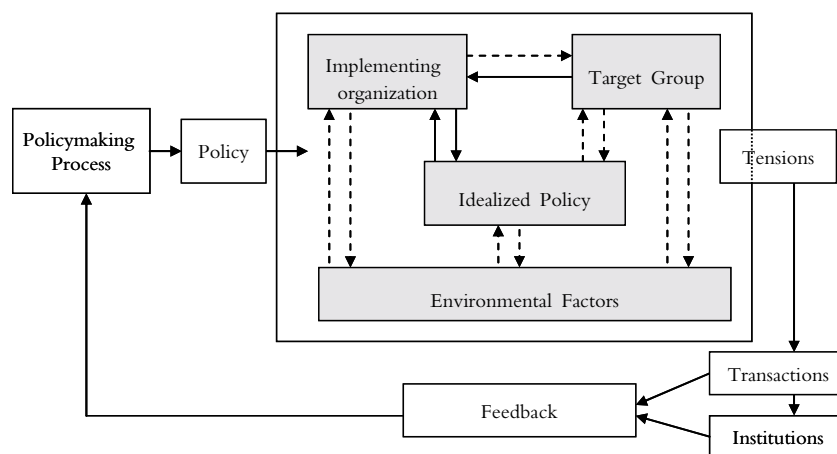
Ungefär vid samma tid som Pressman och Wildavsky skrev om implementering myntade Lipsky (1980) begreppet *närbyråkrater* eller *gräsrotsbyråkrater* (Street-level bureaucrats). Jag kommer fortsättningsvis att använda begreppet närbyråkrater. Anledningen var att han insåg att tillämparna inte praktiserade de framsteg, de tilltänkta förändringar och det engagemang i den utsträckning som förväntades av dem uppifrån. Han menade istället att närbyråkraternas praktik i stor utsträckning handlar om att

balansera krav på förändring som kommer uppifrån med resursbrist, brist på lämpliga arbetsmetoder och emellanåt andra krav nedifrån. Detta får till följd att de anpassar sin praktik till andra förväntningar på sig själva och sina klienter/målgrupper än bara de som uttrycks uppifrån. Berman (1978) menar att den faktiska makten att åstadkomma en policys egentliga resultat (outcome) ligger hos de lokala tillämparna, dvs. på den s.k. mikronivån. I den mikroimplementeringsprocess som uppstår sker en ömsesidig anpassning av den lokala policyn och det som kännetecknar den lokala organisationen. Det skapar en osäkerhet om hur lagen/policyn slutligen kommer att tillämpas. Med införandet av begreppet närbyråkrater börjar implementeringsforskningen också att utvecklas mer åt det postpositivistiska hållet. Synen hos förespråkarna för ett nedifrånperspektiv är inte lika instrumentell, och språkets betydelse för hur implementeringen kommer att bli genomförd börjar uppmärksammas. Hos Lipsky (1980) märks det som en förståelse för hur närbyråkraternas tolkar sitt handlingsutrymme.

Att implementera en nationell policy består således av två sorters svårigheter: dels måste lagstiftaren se till policyn formuleras så att den påverkar tillämparna att efterleva den enligt lagstiftarens intentioner, ett makroimplementeringsproblem. Dels skall implementerarna finna lämpliga sätt att genomföra sin egen praktik samtidigt som lagen efterlevs (Berman 1978). Svårigheterna yttrar sig som att det bildas ett gap mellan beslutsfattarnas förväntningar på policyn och det faktiska resultatet, mellan antaganden och verklighet. Ett makroimplementeringsperspektiv innebär att ha en syn på att styrning av de efterföljande implementeringsstegen för att uppnå det önskvärda resultatet är möjlig så som det ses uppifrån av beslutsfattarna/politikerna. Denna typ av styrning kan dock inte helt undanröja alla osäkerheter för då skulle lagen/policyn bli omöjlig att implementera. Det krävs ett visst mått av flexibilitet i tillämpningen av lagen i den lokala miljön om den skall fungera (Berman 1978). Osäkerheter och svårigheter med makroimplementering associeras till fyra faktorer; policyn innehåller oförenliga mål, inflytande och skillnader i myndighetsutövning, otillräckliga resurser och kommunikationssvårigheter hos organisationer. Exempel på dessa återkommer i diskussionen.

Genomförandet av en ny lag kräver ofta förändring av tillämparnas normala arbetsrutiner. Oförutsedda förändringar sker i många fall vilket är ett av problemen med implementering på mikronivå (Berman 1978). Berman menar att förändringen sker ömsesidigt mellan tillämparna och det tillämpade, de formar varandra. Det sker genom att tillämparna anpassar de nya reglerna efter sina vanliga arbetsrutiner eller genom att anpassa sin verksamhet efter de nya reglerna och ibland båda delarna. Ur ett

uppifrånperspektiv är detta inte alltid önskvärt, och styrningsmekanismer är ett sätt att kontrollera att önskvärt resultat uppnås. Många av de lagar som införs i Sverige kan karaktäriseras som ramlagar, där tillämpningen skall vara den instans där lagens tolkningsutrymme slås fast (Fog et al.1992, s20). Lagen om miljöbedömningar av planer och program i miljöbalken är ett sådant exempel. Ju mer tvetydig en policy är, desto större betydelse har implementerarna för hur lagen genomförs i praktiken. Enligt resonemanget ovan går det därför att anta att avsaknaden av en specifik och utpekad tillämpare i fallet med implementeringen av SEA i Sverige spelar en viss roll för implementeringen. Kontexten kring dem som skall implementera lagen kan därför antas få en viktig roll för hur handlingsutrymmet tolkas på lokal nivå.



Figur 1. Generaliserad bild av en policyimplementeringsprocess (Smith 1973)

Både deLeon (1999) och Parsons (2001) beskriver hur andra implementeringsforskare har försökt syntetisera de båda uppifrån- och nerifrånperspektiven. De menar dock att eftersom de båda perspektiven utgår från skilda värderingar, och från konkurrerande analysramar och beskrivningar av världen finns det inget underlag för en syntes av dem. Premfors (1989) går så långt att han säger att de två synsätten inte främst skall ses som olika teoretiska synsätt utan att de istället representerar två olika strategier för hur implementeringsforskning bör bedrivas metodmässigt (Premfors i Sannerstedt 2001, s 25). Parsons (2001) hävdar att det istället vore bättre att utnyttja de olika kvaliteter som de båda perspektiven bidrar med till förståelsen av implementeringen. En analys av en komplex process behöver inte handla om att syntetisera, utan istället att erkänna och visa på

olikheter, partiskhet, ofullständighet och förvrängning som är självklar i mänsklig kunskap och diskurs (Morgan, 1995). Morgan menar därför att problemen med implementering kan och bör konstrueras utifrån olika perspektiv. Varje perspektiv som väljs ger olika insikter om de delar av implementeringen som studeras. Uppifrån- och nerifrånperspektiv och tänkbara varianter bidrar med varsin bit till förståelsen av den stora bilden. Ett exempel på att försöka renodla de olika perspektiven på policyimplementering gjordes av Matland (1995). Han utgick ifrån en matris som konstruerats från osäkerhets- och konfliktperspektiv på policyimplementeringsprocesser.

		KONFLIKT	
		Låg	Hög
TVETYDIGHET	låg	Administrativ Implementering Resurser	Politisk Implementering Makt
	Hög	Experimentell Implementering Kontextuella Förhållanden	Symbolisk Implementering Starka förbund (Koalition)er

Figur 2. Bearbetad figur från Matland (1995).

I situationer där inga tvetydigheter förekommer om vem som skall implementera och risken för konflikt om policyn är låg, får man en s.k. administrativ implementering. I denna typ av implementering finns alla förutsättningar för en rationell process. Den administrativa processen förutsätter att tillämparna/närbyråkraterna lojalt följer de angivna arbetsuppgifterna. Problem som kan uppstå vid implementeringen beror på missförstånd, otillräckliga resurser och tid, brist på samordning, och brist på fungerande kontroll och påföljder för avvikande sätt att agera (Matland 1995). Denna beskrivning av en implementeringsprocess ligger nära det traditionella uppifrånperspektivet.

Om en policy däremot innehåller en del oklarheter, t.ex. målkonflikter, men samtidigt inte riskerar några större konflikter vid implementeringen karakteriserar Matland (1995) den som experimentell implementering. Han menar att det är de kontextuella förhållandena som dominerar denna typ av

process. Resultatet av den experimentella processen kommer att bero mycket på resurser och de aktörer som är aktiva i mikroimplementeringens omgivning. Eftersom sammanhangen och aktörerna kommer att variera mycket från situation till situation, kommer också resultaten från denna typ av implementering att variera. Experimentell implementering karaktäriseras av fall som har tvetydiga mål och osäkerheter vad gäller tekniken för genomförandet. Den är mer öppen för omgivningens påverkan än andra former av implementering. Förändringar i policyn sker då olika organisationer implementerar den på olika sätt i olika omgivningar. De olika former som uppstår kan ses som experiment, därför benämningen experimentell. Matland (1995) menar att i denna kategori är det bättre att använda sig av nerifrånbeskrivning av policyimplementeringen eftersom de tillgängliga möjligheterna för närbyråkraterna/de lokala tjänstemännen att agera bör betonas, eller med andra ord; hur diskursen styr den lokala praktiken. Jag återkommer till Matlands (1995) kategoriseringar i diskussionen.

Förståelsen av en komplex process som implementering kan bidra med mycket, även om den inte nödvändigtvis kan bidra till att förutse vad som skall hända (deLeon 1999). Jag tolkar detta som att implementeringsforskningen delvis frångått kraven på förutsägbarhet enligt ett positivistiskt perspektiv. Det syns också i följande uttalande:

”Det är viktigt att reda ut vad en policyintervention skall åstadkomma innan man undersöker dess implementering. Det kan innebära att det bästa sättet att studera en implementeringsprocess kan vara att använda sig av berättande eller tolkande forskningsmetoder” (Hill & Hupe 2005, s 147).

Som framgått av genomgången av de olika perspektiven på policyimplementering är en policy inte genomförd och klar bara för att den lagstadgats. Tvärtom utvecklas policyn bl.a. i och genom de texter som representerar den och de tolkningar som görs av den. Dessa texter tolkas genom hela implementeringsprocessen av olika aktörer. Eftersom aktörerna dels gör tolkningen i olika skeden av implementeringen och dessutom i olika sammanhang behöver man som forskare vid analys av texterna läsa och förstå dem i relation till textens kontext (Bowe et al. 1992). Det är också så att texterna (lagar, förarbeten, vägledningar) hela tiden implementeras, nya planerare tolkar inför nya planer och inom ramen för planeringspraktiken. Den kontinuerliga förändringen av kontexten i vilken den skall tolkas gör att texterna omtolkas och implementeringen blir en pågående process under lång tid. Vid tolkningen av en policy, i form av texter, finns därför alltid underlag för att hinder och möjligheter skall uppstå vid tolkning av dem. När de läses och tolkas av praktiker i respektive kontext ger deras tolkning upphov till verkliga konsekvenser genom deras praktik. Utifrån sina olika

kontexter möter praktikerna policytexter med sina erfarenheter, sin historia, med egna värderingar och syften. Det påverkar hur policyn tolkas. Det innebär också att de som författar en policy inte kan kontrollera vilken mening som texten skall ges, även om en eller ett par tolkningar av texten oftast kommer att dominera diskursen.

En kvalitativ studie av implementering kan därför utgöras av tolkning av dess texter. Jag har använt mig av den senare tidens perspektiv på policyimplementering som är präglad av den språkliga vändningen inom forskningen. Detta innebär att föreställningen om kunskap som verklighetens spegel ersätts av en föreställning om verklighetens sociala konstruktion, där fokus ligger på tolkning av och förhandling om den sociala världens mening (Kvale 1997 s 46).

2.2 Diskursperspektiv

I avhandlingen används policyimplementering som perspektiv för att synliggöra en top-downprocess, nämligen implementeringen av ett EG-direktiv i den lokala, kommunala kontexten. I avhandlingen tillämpas såväl ett makro- som ett mikroimplementeringsperspektiv. SEA-direktivets genomförande i Sverige har studerats både ur lagstiftarens perspektiv (uppifrån) och ur närbyråkraternas perspektiv (nedifrån). Vid de olika stegen i en implementering produceras texter till följd av den nationella lagstiftningen. Dessa texter överlämnas mellan olika aktörer som verkar i olika kontexter. Min utgångspunkt är att i respektive kontext sker en tolkning av texterna och därmed uppstår förändringar i innehållet och meningen i den ursprungliga texten mellan de olika nivåerna. Implementeringen förväntas ge upphov till en utifrån den ursprungliga policyn önskvärd förändring. Det är aktörerna i olika skeden av implementeringsprocessen som utifrån de texter som produceras tolkar policyn och därmed den förväntade förändringen. Jag antar därmed en diskursiv ansats för att förstå aktörernas förutsättningar för handling.

En viktig grund för policyimplementeringsperspektivet i avhandlingen är synen på verkligheten som socialt konstruerad. Utgångspunkten för den konstruktionistiska tanken är att det inte går att skilja på språket och hur vi uppfattar verkligheten. Det går inte att på ett meningsfullt sätt tala om en verklighet utan att språket fungerar som en sorts konstruerande lins (Hacking 2000).

Det diskursiva perspektivet är främst utvecklat i artikel II där en diskursanalys av den nationella svenska nationella SEA-diskursen står i centrum. Diskursanalysen bygger på den konstruktionistiska tanken om språkets roll,

men förnekar inte förekomsten av en ”verklighet därute” (Bergström & Boréus 2000). Beroende på social kontext ges ett objekt olika innebörd och att se språket som konstruktivistiskt innebär att språket spelar en avgörande roll för olika tolkningar av ett objekt och utgör grunden för vår kunskap.

Det finns många definitioner av diskurs¹. Fairclough (1995), som representerar den kritiska diskursanalysen, menar t.ex. att en teknologisering av diskursen är det som förbinder den nationella policyn på makronivån med den diskursiva praktiken på mikronivån. Med diskursens teknologi avser Fairclough de strategier, tekniker och procedurer genom vilka olika krafter försöker göra program eller policies möjliga att genomföra. Diskursanalys kan därför synliggöra sambandet mellan texter, sociala praktiker och relationer. I artikel 3 framgår det att den nationella diskursen har relativt stort inflytande på det handlingsutrymme som praktikerna upplever sig ha vid tillämpningen av de nya reglerna. Detta handlingsutrymme uttrycks i texterna både direkt och indirekt som vad som är tillåtet att säga och göra. Diskursanalysens poäng är att undersöka på vilket sätt det finns handlingsbetingelser för det sagda och det gjorda, samt på vilket sätt påståendet i sin tur bekräftar eller dementerar dessa praktiker (Neumann 2003, s 76-77).

I denna avhandling var det viktigt att diskursbegreppet också omfattade den lokala praktiken i kommunerna, därför har jag valt att utgå ifrån Hajers definition (1995, s 44).

“Discourse is a specific ensemble of ideas, concepts, and categorizations that are produced, reproduced, and transformed in a particular set of practices and through which meaning is given to physical and social realities.”(Hajer, 1995:44)

Denna definition anger att en diskurs blir till, reproduceras och förändras inom ramen för en viss praktik. Jag har använt diskursanalysen för att se regelbundenheter och olikheter i det som sägs eller skrivs (i förarbeten och lag). Diskursanalysen lyfter fram hur strukturen, det som kan sägas, hela tiden är beroende av hur den låses fast i bestämda praktiker. Det är diskurserna som skapar denna fastlåsning genom att definiera vilka betydelser och därmed vilka praktiker som är giltiga. Den lokala praktiken förändras vid införandet av nya krav i lagstiftningen. Praktiken måste ges en ny betydelse i sin nya kontext. För att praktiken skall bli giltig i den rådande diskursen behöver strukturen, det vill säga det som kan sägas, förändras. Förutsättningarna för den förändrade praktiken finns i de texter, en del av den diskurs, som praktikerna har att förhålla sig till. I lagtexter och förarbeten finns en struktur som ger möjligheter och som begränsar de

¹ Foucault myntade diskursbegreppet, se Diskursens ordning 1993.

handlingar som kan anses giltiga i diskursen. En del av den förändrade praktiken går att se i de kommunala planeringsdokument (texter) som är ett resultat av planeringens praktik. Genom praktiken i den aktuella kontexten ges en lokal mening åt fenomenet miljöbedömningar.

Genom att analysera texten går det att förstå ett uttalande eller till vem det riktar sig inom en viss kontext, i detta fall, till tjänstemän i kommunal översiktlig planering. Diskursen betraktas som internt relaterad till den sociala praktik i vilken den produceras (Hajer 1995). Det innebär att den lokala miljöbedömningsdiskursen produceras och reproduceras inom varje kommuns arbete med översiktlig planering. Den lokala praktiken blir giltig i sin lokala diskurs, men har också att förhålla sig till den gemensamma struktur som den nationella lagen, förarbetena utgör och till diskursen om hur planering bedrivs i Sverige. Dessa diskurser är i sin tur delar av en mer omfattande diskursordning kring ”hållbar utveckling”. Diskursen omfattar även innehållet i det som sägs, och blir synlig genom hur en viss samling idéer, begrepp och kategorier används. I avhandlingen betraktas de dokument som är en del av makroimplementeringen som strukturerande för den lokala praktiken och diskursen. Det innebär inte att tillämparna saknar handlingsfrihet. Som framgått av resonemanget ovan spelar kontexten och därmed andra rådande diskurser också roll för hur den lokala planeringspraktiken diskursiveras.

En central del av diskursanalysen är att få syn på den makt som verkar genom diskursen. Diskurser formar människors föreställningar och handlingar och påverkar därmed maktrelationerna i samhället (Neumann 2003). Inriktningarna inom diskursteorin betonar detta olika mycket och på olika sätt. Kopplingen mellan diskurs och makt ligger nära till hands i studiet av policyimplementering. Själva idén med att implementera en policy bygger på ett maktanspråk – någonting skall förändras utifrån någons perspektiv – det må vara uppifrån eller nerifrån.

Som beskrivits är uppifrånperspektivet ett sätt att betrakta implementering som styrning av senare skeden i processen. En förändrad praktik hos tillämparna förväntas leda till uppfyllandet av policyns uttryckta mål. Sett ur denna synvinkel ligger makten hos politikerna på nationell nivå. Eftersom politikerna som beslutar om en policy är valda av folket i en representativ demokrati behöver inte denna typ av maktutövning utgöra något problem utan är en självklar del av det svenska styrelseskicket. Det faktum att tillämparna har en så stor frihet att tillämpa de instiftade lagarna kan möjligen utgöra ett problem ur maktsynpunkt. Planeraren tolkar och lägger fram förslag till politiker och allmänhet. Beroende på skrivningar och formuleringar kan denne då övertyga om att vissa förslag framstår som bättre

än andra. I sådana fall kan makten beskrivas som makten över tanken (Lukes i Parsons 2001) – eller diskursiv makt. Tolkningen som görs på lokal nivå kan därför bli mindre legitim om den inte förankras hos lokala politiker och allmänhet. Detta återkommer jag till i diskussionen.

3 Metodologi

3.1 Metod

Som utgångspunkt för val av forskningsmetoder har jag haft mina forskningsfrågor. Eftersom dessa rör förståelse för processer, mänskliga handlingar och öppen, mångtydig empiri, utgår avhandlingen från en kvalitativ forskningsansats. Eftersom forskningsprocessen har skett som en växelvis pendling mellan empiri och teori, så har båda omtolkats i skenet av varandra (Alvesson & Sköldberg 1994, s 13). På motsvarande sätt har även frågeställningarna påverkats och utvecklats under forskningsprocessen. Från början hade frågorna en mer kunskapsrealistisk karaktär, men har efterhand bytts ut till en tolkande ansats och ett socialkonstruktionistiskt perspektiv. Det har inneburit att fokus på språkets roll i allt högre grad fått stå i centrum vid val av metoder och analysverktyg. Beroende på det perspektiv jag valt begränsas också vilken syntes som kommer att växa fram. Perspektivseendet innebär även att det empiriska material som konstruerats alltid återfinns i en kontext, ett sammanhang som ger dem deras innebörd. Genom att utifrån ett visst perspektiv studera det empiriska materialet går det att finna mönster, en process som Hanson (i Johansson 2000) anser vara vetenskapens kärna och motsvarar abduktion (Alvesson & Sköldberg 1994 s 4). Perspektivet jag använt mig av i denna avhandling är policyimplementering. Det har hjälpt mig att se och bättre förstå sambanden mellan de relationer, aktörer och tolkningar som sker under en implementeringsprocess. Den medvetna föreställning som genomsyrar denna avhandlings metod är viljan att förstå och synliggöra det undersökta.

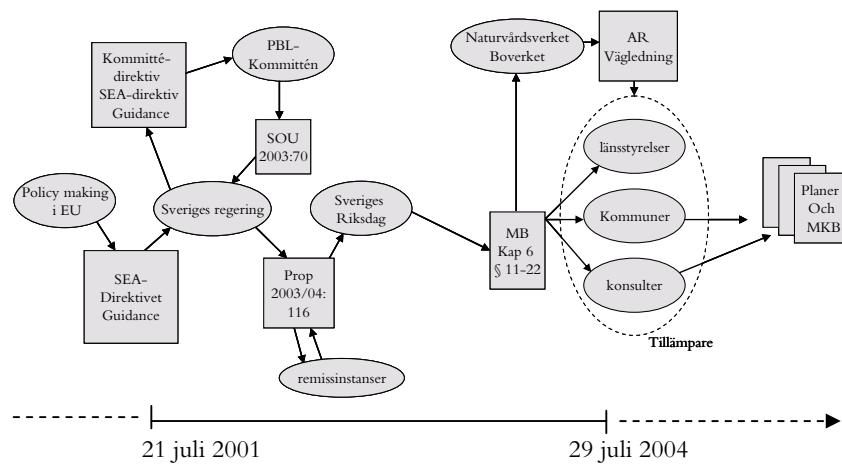
Alvesson och Sköldberg (1994, s 10-11) placerar reflekterande empirisk forskning inom ramen för den kvalitativa forskningen. De hävdar att den reflekterande empiriska forskningen ”tar på allvar hur olika slags språkliga

och, sociala, politiska och teoretiska element är sammanvävda i den kunskapsutvecklingsprocess i vilken empiriskt material konstrueras och tolkas.” De menar att studiet av genomtänkta utsnitt av verkligheten kan ge viktigt underlag till en kunskapsbildning som ger möjligheter till förståelse snarare än att fastställa sanningen. De två grundelementen tolkning och reflektion, kännetecknar reflekterande forskning. Tolkningen är i centrum av forskningsarbetet och kräver medvetenhet om teoretiska antaganden, språkets och förståelsens betydelse. Reflektionen koncentreras till forskaren och dennas kontext samt språkets och berättandets betydelse i forskningssammanhang (Alvesson & Sköldberg 1994, s 12). De menar att reflekterande empirisk forskning handlar om att beakta de mänskliga förutsättningar, teoretiska, språkliga, (inter-) textuella, politiska och kulturella förhållanden som bildar bakgrund till tolkningarna. Mot bakgrund av detta menar jag att denna avhandling utgör ett exempel på reflekterande empirisk forskning.

Policyimplementeringsperspektivet styrde valet av tillvägagångssätt för analys av implementeringen. Jag studerar implementeringen av SEA-direktivet i fyra olika faser; före, efter (outcome), på makro- och mikronivå. I fasen före implementeringen av SEA-direktivet studerades 24 planer och konsekvensbeskrivningar. I resultatfasen studerades 12 planer med tillhörande miljöbedömningar. Makroimplementeringen studerades med hjälp av diskursanalys, se punkt 3.6 och mikroimplementeringen har studerats genom att göra intervjuer med tillämpare och använda resultatet av makroimplementeringens diskursanalys, se punkterna 3.6 och 3.7.

3.2 Genomförande

Med hjälp av modellen i figur 2 nedan synliggörs vilka aktörerna är och vilka dokument som produceras vid olika tidpunkter i implementeringsprocessen. På detta sätt visar avhandlingen på de olika kontexter där tolkning sker och trögheter för förändring kan uppstå under implementeringsprocessen. Det går att se implementeringsprocessen som en tolkningsprocess i flera steg, där olika aktörer tolkar texter i dokument, och som utifrån sin tolkning skapar ny text i ett nytt dokument som i sin tur tolkas av andra aktörer.



Figur 3. Förenklad figur över implementeringsprocessen av SEA-direktivet främst kopplad till översiktlig planering. Ovalerna representerar aktörerna och rutorna representerar dokumenten som produceras av de olika aktörerna. Pilarna visar den ungefärliga väg som tolkningen av direktivet tagit och tar. Ovalerna inom den streckade linjen representerar tillämparna av de nya reglerna.

Som första steg i avhandlingsarbetet gjordes en pilotstudie om hur konsekvensbeskrivningar gjordes av översiktsplaner före införandet av SEA-direktivet. I artikel I skildras pilotstudien och den svenska planerings- och SEA-kontexten. Före direktivet såg bilden enligt figur 2 ovan annorlunda ut. Då hade planerarna att förhålla sig till reglerna i PBL kap 4 vid utarbetandet av en översiktsplan. Råd och anvisningar kom från Boverket. SAMS-projektet², som redovisades år 2000, visade exempel på metoder för att behandla miljömål i samhällsplaneringen. SEA-direktivet antogs 2001 och många planerare var medvetna om att nya regler var att vänta. Artikel I skildrar därför skedet före och i början av implementeringen i Sverige i figuren ovan.

Artikel II utgår från ett diskursperspektiv. Den nationella SEA-diskursen, så som den uttrycks i regeringens (och riksdagens) förarbeten och lagtext, studeras uppifrån, dvs. vilka signaler och budskap den ger till den lokala praktiken. I artikeln synliggörs exempel på hur beslutsfattarna försökt styra implementeringen på den lokala nivån och det är analysen av språket som står i centrum. Artikel II omfattar skedet med den svenska regeringens arbete vidare fram till och med det att reglerna träder i kraft i Miljöbalken, se figuren ovan.

² Samhällsplanering med miljömål i Sverige, Boverket & Naturvårdsverket.

I artikel III har ett nedifrånperspektiv tagits där närbyråkraternas uppfattningar om de nya reglerna, innan de har erfarenhet av att arbeta enligt dem, studeras. Med utgångspunkt från att genomförandet av en policy beror av den lokala nivån och dess aktörer (mikroimplementeringsperspektivet), är det viktigt att ta reda på hur de ser på möjligheter och hinder, vilken syn på planering de har, vad de anser vara viktigt och oviktigt. Denna artikel tar vid där artikel II slutar och omfattar förutom miljöbalkens texter också förarbetena, och det budskap som förmedlas uppifrån. Vid tiden för genomförandet av intervjuerna fanns ännu inga råd, anvisningar eller vägledning från Boverket eller Naturvårdsverket. Implementeringen hade inte heller gått så långt att tillämpningen hunnit ge resultat i form av planer eller MKBER.

Artikel IV utgår både från ett uppifrån- och ett nedifrånperspektiv på hur lagreglerna före och efter SEA-direktivet omsatts i planernas innehåll (outcome). En utvärdering av resultaten av implementeringen görs. I analysen har både lagstiftarnas förväntningar (artikel II) och närbyråkraternas uppfattningar (artikel III) lyfts in för att möjliggöra en rikare tolkning. Artikel IV omfattar hela skedet i den svenska implementeringen, men sträcker sig också bakåt i tiden före direktivets tillblivelse till 1996 då kraven på konsekvensbeskrivning av översiktsplaner infördes.

3.3 Avgränsning

Nerslagen i policyimplementeringsprocessen studeras från och med det att EU-parlamentet antog SEA-direktivet 2001 och till och med de första tillämpningarna av den nya lagen om miljöbedömningar i svenska översiktsplaner genomförts efter halvårsskiftet 2006. Studierna omfattar endast den svenska delen av implementeringsprocessen, inte SEA-direktivet på EU-nivå eller i andra länder. De planer som studerats före implementeringen av SEA är 24 stycken, antagna 1996–2002, och valdes ut från 5 län. Samtliga kommunövergripande översiktsplaner som antagits efter den 21 juli 2006 och före den 31 oktober 2007 studerades, dessa var 12 stycken. Anledningen till att planer mellan 21 juli, 2004 då de nya reglerna om miljöbedömning antogs och 21 juli, 2006 inte inkluderats i studien är att övergångsbestämmelser för krav på implementering av miljöbedömningsreglerna gällde för planer som påbörjats före 21 juli, 2004 och som antogs inom denna tidsram (många översiktsplaner antogs under våren och försommaren 2006). Redovisning av vilka kommuner som omfattas finns i tabell 1 i artikel IV.

3.4 Implementeringsanalys och utvärdering

Gränsen mellan vad som är utvärdering och vad som är implementeringsanalys kan ibland vara svår att dra. Parsons (1995, s 461) menar att utvärdering handlar om att undersöka hur en policy och de som skall tillämpa den kan bedömas, granskas, värderas och kontrolleras. Utvärdering har också getts betydelsen "noggrann efterhandsbedömning av utfall, slutprestationer eller förvaltning i offentlig verksamhet, vilken avses spela en roll i praktiska beslutssituationer" (Vedung 1998, s 20). Det innebär att utvärderaren kan säga mycket om vad som hände, vilka mål och vems mål som uppnåddes, men lite om varför det hände. Implementeringsanalys analyserar istället hur den aktuella policyn omsätts i handling och praktik (Parsons, 1995, s 461).

Inom ramen för forskning kan utvärdering användas som metod för att systematiskt bedöma resultaten och långsiktiga effekter av en genomförd insats eller policy. Utvärdering i politik och förvaltning handlar om att i efterhand upptäcka, kartlägga och bedöma offentliga åtgärders förvaltning och resultat i syfte att åstadkomma ökad självreflektion, fördjupad förståelse och bättre grundade beslut. Vedung (1998, s 19-20) menar att statens ingrepp numera är så omfattande och implementeringen ofta så komplicerad, att det behövs forskning eller i varje fall systematiskt arbete för att fastställa och värdera effekterna eller följa upp förvaltningens agerande. Rossi and Freeman (1993, s 215) kallar den uppföljning som görs av en policyimplementering för bedömning av implementeringens effekter (impact assessment, vilket inte skall förväxlas med den ex-ante bedömning som miljöbedömningar och miljökonsekvensbedömningar utgör). Bland de metoder de räknar upp för denna utvärdering, är jämförelse mellan situationen före respektive efter implementeringen av policyn en, att följa upp resultaten mot policyns uppställda mål en annan. Vedung (1998) kallar detta för effektmätning. Jag har använt mig av båda dessa metoder för utvärdering av policy outcome.

Hur mål och syften och problem för utvärderingen konstrueras och av vem, spelar roll för det resultat som uppnås vid en utvärdering. Det är ett känt faktum att många utvärderingar som görs internt visar att de mål som har satts upp för en policy också har nåtts (Parsons 1995, s 602). Om däremot kritiker till en policy eller oberoende forskare genomför utvärderingen av policyns genomförande utgår de vanligtvis från andra krav, definitioner och konstruktioner av problemen. Det leder till att utvärderingen ofta visar att policyn inte haft avsedd effekt. Resonemanget visar att utvärdering påverkas av värderingar och normativa inslag. De mål jag har använt att utvärdera mot är dels lagens mål, det vill säga så som målet med

miljöbedömningar uttrycks i Miljöbalken, men också de mål för implementeringen som framkommit vid diskursanalysen av förarbetenas texter. Dessutom används närbyråkraternas/tillämparnas syn på hinder och möjligheter med implementeringen av miljöbedömningar för att belysa resultaten. På det sättet försöker jag även belysa målen för utvärderingen och inte ta dem för givna.

Outcomes, resultaten av implementeringen, kan betraktas som påverkade av en samling historiska faktorer och krafter (Parsons 1995, s 609). Detta begrepp använder jag hädanefter i texten istället för resultaten av implementeringen. Den specifika policyn utgör bara en del av denna påverkan på resultatet. Beroende på vilket analytiskt verktyg som används vid utvärderingen kommer en eller flera faktorer spela en större eller mindre roll för att förklara resultaten av implementeringen av policyn. Emellanåt är implementeringen av en policy en symbolisk politisk handling, och då bör resultaten förstås i ljuset av retoriken och kontexten som omgärdar policyn.

3.5 Granskning av planer

Enligt Tett and Wolfe (1991) utgör alla professionella uttalanden och synliga framställningar som görs av planerare, både informellt och formellt deras praktik, och därmed en koppling till andra diskurser. Att vikt läggs vid planen beror på att planer utgör ett begränsat och bestående "pappers-kopiaskede" i planerarnas diskurs som de medvetet producerar för allmän spridning. Dokumenten är resultatet av en lång planeringsprocess, där avväganden mellan alternativ, förslag från politiker och allmänhet förenats i en text. Dokumentet bör inte betraktas som endast planerarnas produkt. De är baserade på samråd med politiker, tjänstemän och allmänhet och utgör också grunden för politiska beslut om framtida prioriteringar av mark-användning och allmänna intressen.

Fortfarande finns tron på planeringen som något som ökar kvalitén på beslut och att den skapar bättre förutsättningar för nyttjandet av resurser. Tett & Wolfe (1991) hävdar dock att förutom det rationalistiska antagande som alltjämt råder, är planerarna i allt högre grad också påverkade av den postmoderna tanken att allmänheten skall höras och deras synpunkter beaktas före beslut, som inslag av kommunikativ planering (Healey 1997). När planerarna arbetar fram planerna förväntar de sig, åtminstone idealt, att de kommer att läsas. Det som skrivs kommer att användas för att ligga till grund för och påverka utgångspunkterna för hur de allmänna intressena skall tillgodoses. Med planen som verktyg skapar planerarna en berättelse, argumenterar och föreställer sig framtida förhållanden som riktar sig till en

speciell läsekrets, såsom beslutsfattare, kritiker, kollegor, medborgare, myndigheter och sig själva (Hoch 2002). Mandelbaum (1990) menar att planerarna påverkas i sitt skrivande av det faktum att deras arbete kommer att läsas och tolkas av en så varierad läsekrets. Texten konstruerar i detta fall både en reell och en ideal planförfattare, vilket i sin tur konstruerar både en reell och en ideal läsare av planen. I vissa texter, som t.ex. i fallet med en översiktsplan, förväntas den ideala läsaren förstå och handla utifrån det budskap som texten förmedlar. Hoch (2002) påstår att planerare inte utarbetar planer deduktivt eller induktivt utan abduktivt, och på det sättet framför rimliga tolkningar av vad övergripande mål betyder i specifika situationer.

Enligt Khakee (2000) finns det tre metoder i planeringslitteraturen för att läsa en plan. Dessa är:

- 1) att läsa planen som en beskrivning av ett drama med många aktörer (Mandelbaum 1990),
- 2) att läsa planen som det som förenar en rationell retorik med en mångfald åsikter (Tett & Wolfe 1991) och
- 3) planen som en produkt av en demokratisk diskurs (Healey 1993).

Dessa metoder är samtliga inspirerade av Aristoteles begrepp "berättelse" (Kaplan 1993), som kan användas som analytiskt verktyg vid tolkning av texten i en plan. De svenska översiktsplanerna bygger på den rationella planeringen i mycket stor utsträckning, men står, som Tett och Wolfe (1991) uttrycker det ovan, också med det ena benet i den kommunikativa planeringstraditionen. Den text (planer) som skall läsas och tolkas behöver därför ses i ljuset av denna dubbelhet. De till planerna hörande miljökonsekvensbeskrivningarna har i sin tur hämtat mycket inspiration från de MKB dokument som förekommer i detaljplaner, för projekt, väg- och järnvägsplanering m.m. Utgångspunkten för dem är en rationell tradition, där tydliga mål, alternativgenerering och konsekvensbeskrivningar av förslagen etc. presenteras. I de nya miljöbedömningskraven finns dessa krav också, men även nya krav på samråd med länsstyrelsen, med grannkommuner och allmänhet och beaktande av deras synpunkter på förslag, val av alternativ och åtgärder m.m.

Vid läsningen av planerna och KB/MKB:erna (konsekvensbeskrivning/miljökonsekvensbeskrivning) utgick jag ifrån att de kunde läsas som en kombination av en rationell retorik, exempelvis politiska målformuleringar och visioner, och en mångfald åsikter, t.ex. olika förslag till lösningar. Efter-som jag betraktar plandokumentet som en outcome av implementeringen av SEA-direktivet, utgör de underlag för den utvärdering som gjordes i skedet före respektive efter implementeringen av miljöbedömningar i svensk

översiktlig planering. Utvärdering av en policy omsatt i praktik, eller av praktikernas svar på en policy, bör betraktas som resultaten av en omdiskuterad tolkning. De antal tolkningar som kan göras är inte oändliga. Som jag resonerat om ovan är utvärderingens resultat beroende av de mål och metoder som används för att genomföra den. Utvärderingen som gjorts av planerna i avhandlingen (artikel IV) är en empirisk bekräftelse på resultatet av införandet av SEA, s.k. program outcomes (Fischer 1995). Dock är den ingen ren måluppfyllelsemodell (Vedung 1998) utan innefattar också kvalitativa aspekter.

Vid utvärderingarna användes i det första fallet en checklista med 52 frågor som utgick dels från SEA-direktivets krav och dels ställde frågor om integrering av processer, hållbar utveckling m.m. Den ursprungliga checklistan arbetades fram till pilotstudien i artikel 1. Den bearbetades sedan vidare och utökades med fler frågor till den fortsatta utvärderingen av översiktsplaner i skedet före introduktionen av miljöbedömningar. En motsvarande checklista gjordes för utvärderingen av planerna gjorda efter 2006, med den skillnaden att frågorna formulerades efter de nya kraven som de uttrycks i miljöbalken kap 6 § 11-18, 22. Även denna lista omfattade 52 frågor, varav flera är identiska med den förra checklistan, några något modifierade och ett fåtal är helt utbytta. Resultaten inklusive frågorna finns redovisade i tabell 2 i artikel IV.

Förutom dessa utvärderingar gjordes också en jämförelse mellan dem i syfte att kunna visa på eventuella skillnader i planerna gjorda före och efter införandet av krav på miljöbedömningar.

I den utvärdering som gjordes av kommunomfattande översiktsplaner antagna mellan 1996-2002 studerades 24 planer. Dessa valdes ut länsvis för att spegla kommuner i både glesbygd och storstadsområden, större och mindre kommuner, och en viss geografisk spridning, även om huvuddelen av de fem länen ligger i södra Sverige. Se tabell 1 i artikel IV. I utvärderingen av de planer som gjordes mellan juni 2006 och 31 oktober, 2007 studerades samtliga antagna kommunomfattande översiktsplaner i Sverige under den aktuella tidsperioden. Dessa visade sig representera hela 9 län, se även här tabell 1 i artikel IV.

Varje plan och tillhörande konsekvensbeskrivning/miljökonsekvensbeskrivning lästes igenom en gång. Planen lästes översiktligt första gången medan KBN/MKBN lästes omsorgsfullt för att få en första bild av innehåll och dokumentens karaktär. Därefter söktes efter svaren på frågorna både i planen och i KB/MKB eftersom referenser mellan dokumenten är vanliga och KB/MKB i vissa fall är integrerade i planen. Medan planen lästes söktes aktivt efter svar på frågorna, både överensstämmelse med frågorna och avsaknad av dem.

Varje läsning och utgångspunkt är läsarens tolkning av texten (Mandelbaum 1990). Vad som skall bedömas vara ett jakande eller nekande svar på frågorna är ett subjektivt ställningstagande, som bygger dels på tidigare erfarenheter av att läsa och arbeta med planer, dels på de tidigare lästa planerna i studien. Vid vissa tillfällen under utvärderingen var jag tvungen att dra en gräns för vad jag tolkade som ett ja eller nej på vissa frågor. På det sättet påverkar varje läsning av en plan också läsningen av den efterföljande. Denna tolkningsakt är ett exempel på den hermeneutiska spiralen där en konstant växling mellan helheten och det specifika för varje plan ger läsaren ökad erfarenhet och förståelse efter varje studerat dokument (Ödman 1994, s 80). Samtliga planer och KB/MKB lästes av mig, som därmed efterhand uppnådde en högre grad av förståelse för helheten hos dokumenten.

3.6 Diskursanalys

Vid analysen av makroimplementeringen användes diskursanalys för att ta reda på de förutsättningar som den nationella diskursen ger för utvecklingen av den lokala praktiken och implementeringen av de nya reglerna om miljöbedömning av översiktsplaner. Med hjälp av diskursanalysen studeras i detalj den nationella svenska SEA-diskursen så som den finns representerad i förarbeten och lagtext. Varje instrument, t ex konsekvensbeskrivningar, och den diskurs i vilken den ingår representerar en uppsättning normativa, teoretiska och politiska antaganden och modeller för dess mål och funktion. Diskursen innehåller antaganden om den förändring som skall uppnås och mekanismerna som ska bidra till förändringen. När det gäller SEA är förväntningarna och de underliggande antagandena i forskarsamhället om resultat och effekter av implementeringen både många och omfattande. Debatt och forskning om SEA kan sammanfattas som frågor relaterade till problem, orsak och lösningar. Dessa frågor användes som analysverktyg vid läsningen av policydokumenten.

1. Problem – vilka problem förväntas SEA lösa i relation till den rådande planeringspraktiken och hanteringen av miljöfrågor?
2. Orsak – vilka är orsakerna till problemen och hur är relationen till SEA beskriven?
3. Lösning – lösningen på problemen är att implementera SEA, men på vilka sätt bidrar SEA med lösningar?

Analysen gjordes av de dokument som producerats som en del av överföringen av direktivet till den svenska nationella kontexten (dokumenten finns redovisade i box 1 i artikel II.). Dessa är dokument som också

läses av de kommunala tjänstemännen och som de förväntas känna till. De förväntas även vara bekanta med och tillämpa EG-direktivet, som också finns inkluderat i propositionen (Prop. 2003/04:116). Eftersom Miljöbalken är en ramlag behöver tillämparna av lagen både läsa propositionen och förordningen med motiv för att kunna tolka lagen.

Analysen gjordes först som en noggrann läsning av dokumenten (se artikel II) och därefter en andra läsning när analysverktyget användes. Eftersom språket själv utgör en tolkning av världen som läsaren måste vara lyhörd för när ord och meningar förstås, är tolkning en subjektiv akt som alltid utförs ur en viss synvinkel. Denna känslighet för nyanser i det skrivna språket är särskilt viktig när ett budskap överförs av uttolkaren till någon annan (Ödman s 60). Genom att använda problemperspektivet i läsningen är det möjligt att tolka de uppfattningar som råder i diskursen och vilka ideal som diskursiveras. På detta sätt blir de politiska åtgärderna tydliga och bidrar till att beskriva en begreppsvärld som legitimerar vissa typer av handlingar (Mörkenstam 1999, s 57). Problem måste förklaras för att få en mening och lösningar måste anpassas efter hur problemet är formulerat. Texten som sammanstälts blev slutligen läst en tredje gång, och resulterade i att vissa delar av texten kunde tas bort eftersom de inte var centrala för frågeställningarna. Denna sista textmassa sorterades sedan under de tre kategorierna problem, orsak, lösning. Varje citat som ansågs intressant för fortsatt tolkning gavs ett nummer. Citaten samlades sedan utifrån sina inbördes ämnesmässiga likheter under sju teman. Dessa teman visar på olika sätt hur diskursen strukturerar handlingsutrymmet för den som skall tillämpa lagen (artikel II).

Under arbetet med diskursanalysen blev några teman tydliga redan vid den första läsningen. Andra teman framträdde först i samband med analysen. Det intensiva arbetet med texterna spelade en påtaglig roll för förståelsen av helheten i texten.

3.7 Intervjuer

I enlighet med Lipsky (1980) har jag valt att betrakta de översiktliga planerarna (och miljöbedömarna) som närbyråkrater. Grunden till det är att den roll som planeraren har är att agera samordnare. Planerarnas praktik är styrd av regler och ramar och normer uppifrån, inom sin profession och den kontext de verkar i. De har att ta hänsyn till lagar om allmänhetens bästa enligt PBL och miljöns bästa enligt MBS intentioner. De har politiker att förhålla sig till eftersom planeringen ytterst är en aktivitet som i slutändan utgår från politiska beslut. Varje planerare måste också förhålla sig till

kollegor inom och utanför kommunen, till länsstyrelsetjänstemän, och representanter för andra myndigheter. Och, det är därför jag med fog anser att jag kan betrakta dem som närbyråkrater, planerarna måste också samråda, och i vissa fall samarbeta med allmänheten i planeringsprocesserna. Allmänhetens synpunkter och deltagande i planeringen har i planeringsteorin och även i planeringspraktiken kommit att spela en allt större roll.

Eftersom jag var intresserad av att få rika beskrivningar av olika aspekter på implementeringen av SEA av dem som jag skulle intervjua, valde jag en kvalitativ intervjumetod (Kvale 1997). Denna typ av intervjumetod bidrar med kunskap om det specifika i en situation eller ett fenomen. Den kvalitativa forskningsintervjun är varken strängt strukturerad eller helt öppen, utan fokuserar på vissa teman. Syftet med en kvalitativ intervju är för forskaren att beskriva och förstå dessa centrala teman som den intervjuade upplever och förhåller sig till. Rika beskrivningar av de intervjuades uppfattningar om de problem och möjligheter de ser med implementeringen av SEA gör det möjligt för mig som forskare att tolka intervjumaterialet.

I forskning om metoder finns skilda uppfattningar om intervjuer som metod även inom den kvalitativa forskningen. Alvesson (1999) riktar kritik mot den kvalitativa forskningsintervjun och på det sätt som den används inom kvalitativ forskning. Han ifrågasätter intervjuens funktion som förmedlare av erfarenhet och mening till forskaren. Han vill istället peka på att det är diskurserna som gör sig själva synliga i intervjusituationen och att de redogörelser som produceras i intervjusituationen mest är intressanta som en indikation på de diskurser som närvarar och den makt de har över den intervjuade. Jag har dock inte använt mig av detta synsätt vid analysen av intervjuerna.

I avhandlingen valde jag semistrukturerade intervjuer (Kvale 1997, s 117) som metod för att ta reda på vad översiktsplanerarna/miljöbedömarna som stod i begrepp att tillämpa de nya reglerna om miljöbedömningar ansåg vara hinder och möjligheter med införandet av dem. Det var viktigt att tillämparna var i början av en översiktsplaneprocess men samtidigt inte hade hunnit långt i sitt arbete. Anledningen till det var att försöka fånga tillfället mellan kännedom om miljöbedömningar och en första tolkning av reglerna inför den kommande förändringen, men före erfarenheten av att ha genomfört arbetet.

Efter rundringning till landets länsstyrelser visade sig fem kommuner möjliga att fråga om deltagande i studien. Fyra av dessa samtyckte till att vara med i studien och ställde upp för intervjuer. På grund av spridningen över landet gjordes intervjuerna per telefon. Varje intervju varade mellan 45 minuter och en timme och spelades in på band. Intervjuerna transkriberades

och texten förkortades men med bibehållen innebörd, s.k. meningskoncentrering (Kvale 1997, s 174). Texterna presenteras i artikel III som berättelser för att ge en rik bild av hur de intervjuade talade om sin situation och sin uppfattning om hinder och möjligheter med miljöbedömningar.

Den koncentrerade texten låg till grund för analysen som utgick från tre nödvändiga villkor för tillämpare att agera: 1) tillämparen behöver *förstå* den nya policyn och avsikterna med den 2) de måste *kunna* tillämpa den och 3) de måste *vilja* tillämpa den nya policyn (Lundquist 1987; Sannerstedt 2001). Dessa tre egenskaper användes som verktyg för att kategorisera de intervjuades svar och för att fånga deras beredskap för att implementera de nya miljöbedömningskraven. Att *kunna* tillämpa förstods framför allt från de direkta svaren i intervjuerna. Huruvida tillämparna var *villiga* att tillämpa de nya reglerna tolkades indirekt från deras svar och hur de uttryckte sin attityd till förändringar och nyheter i allmänhet, och till SEA i synnerhet, samt hur de prioriterade mellan olika planeringsuppgifter. Att *förstå* användes i betydelsen hur tillämparna tolkar budskapet från lagstiftaren. Genom att jämföra budskapet som förmedlas genom lagen och förarbetena med hur tillämparna pratade om miljöbedömningar och syftet med dem gick det att komma åt deras förståelse av budskapet. Lagstiftarnas tolkning av SEA-direktivet utgör en av de diskurser som styr vilken tolkning av budskapet som blir giltig i den lokala praktiken. (Se även artikel III)

4 SEA – hur ser fältet ut?

SEA växte fram ur insikten om att MKB som verktyg inte ansågs räcka till för mer s.k. strategiska och övergripande planeringsformer. I litteraturen förekommer åtminstone två tydligt olika utgångspunkter för hur SEA uppfattas. Dels den rationalistiska utgångspunkten, inspirerad av MKB-processen och som bygger på en tydligt instrumentell rationalitet (Therivel & Partidario 2000). MKB har sitt ursprung i ett rationalistiskt planeringsideal och momenten i SEA-processen är snarlika de som finns inom MKB-fältet (Bjarnadottir 2008). Dels det synsätt som har hämtat sina drag från kommunikativ rationalitet och poängterar betydelsen av processen snarare än resultatet (Voogd & Woltjer 1999). Det finns också andra sätt att förhålla sig till SEA, som är förankrade i exempelvis hållbarhetsutvärderingar (sustainability appraisals, SA). De olika epistemologiska utgångspunkterna för SEA-forskningen ger upphov till forskning om metoder för analys, värdering och mer information etc. och till forskning utifrån teorier om bättre kommunikation, kontextens betydelse mm.

En tidig definition av SEA som ofta citerats är;

” SEA is the formalised, systematic and comprehensive process of evaluating the environmental impacts of a policy, plan or programme and its alternatives, including the preparation of a written report on the findings of that evaluation, and using the findings in publicly accountable decision-making” (Therivel et al. 1992).

Definitionen av SEA är dock fortfarande omtvistad (Bjarnadottir 2008). SEA ses både som ett politiskt instrument som skall anpassas till befintliga beslutsprocesser (Partidario 2000) och som en värdering av miljöpåverkan av en policy eller plan (Therivel 1997). En översikt över olika definitioner av SEA mellan åren 1992–2003 gjordes av Bina (2003). Av hennes översikt framgår bl.a. att fokus för SEA har förskjutits från att bedöma miljöpåverkan av planer och program till bredare målformuleringar, som exempelvis

förbättrad planeringspraktik, integrering av miljöaspekter i beslutsfattande och inte minst att verka i riktning mot en hållbar utveckling.

Mycket av den forskning och utvecklingsarbete som har gjorts har varit inriktat på att förfinas metoder med fokus på praktiken och vad som kan sägas vara "best EIA practice" (Bartlett & Kurian 1999). MKB som forskningsobjekt har under många år varit tämligen teorifattigt, även om flera försök att koppla MKB till teorier om beslutsfattande (Bartlett & Kurian 1999) och planeringsteorier (Lawrence 2000) har gjorts. Avsaknaden av ett existerande forskningsfältets teorier, begrepp, perspektiv, resultat etc. som en självklar grund för att belysa olika frågeställningar i relation till användningen av MKB har på senare år kritiserats av flera forskare (Cashmore et al. 2007; Bina 2008; Hilding-Rydevik & Bjarnadottir 2007; Lawrence 2000)

Med införandet av SEA har forskningen fortsatt varit inriktad på praktiken, att finna nya metoder för bedömning, samråd etc. Många frågeställningar som diskuterats i anslutning till SEA går som en röd tråd genom 1990-talet och in i dagens diskussioner. Exempel på sådana teman är genomförande och innehåll i *scoping* (avgränsning), *tiering* (kopplingar horisontellt och vertikalt i – och planeringssystemen) som förutsättningar för verkningsfull SEA. Andra exempel är kopplingen till beslutsfattande och olika planeringssystem och den ständiga bristen på tillräckligt med information och att SEA kommer in för sent i planeringsprocesserna (Therivel 1992; Noble 2004). Bina (2007) och Vicente och Partidario (2006) har studerat betydelsen av argumentation och kommunikation i SEA processen. Artikel II kan ses som en fortsatt steg i den riktningen. Gemensam strävan tycks ändå vara en "best practice" för SEA.

Det har emellertid också vuxit fram fler teoretiska perspektiv på SEA. Exempel på det är environmental justice (Connelly & Richardson 2005). Hilding-Rydevik and Bjarnadottir (2007) och Bina (2008) har på olika sätt visat på kontextens betydelse för hur SEA kommer att implementeras och vilken betydelse SEA kan få i olika kontexter (Hilding-Rydevik & Bjarnadottir 2007; Fischer & Gazzola 2006; Wallington et al. 2007; Bina 2008). Dessutom pågår forskning kring SEAs verkningsfullhet (Cashmore et al. 2004; Hilding-Rydevik 2007; Fischer & Gazzola 2006; Bina 2008), liksom deliberativa planeringsansatser för MKB/SEA -processerna (Wiklund 2005). Några exempel finns på analys med diskursperspektiv (Richardsson 2005; Bina 2008; Runhaar 2008). Exempel på policyanalytiska utgångspunkter har använts av bland andra Kørnø & Thissen (2000) och Nilsson et al. (2007).

Bjarnadottir (2008) hävdar att SEA-diskussionen i början av 2000-talet flyttade fokus från att jämföra och skilja ut SEA från MKB. Istället fästs numera vikt vid SEAs roll som stöd i beslutsfattande i frågor om hållbar utveckling, och att det forna intresset för miljö har vidgats till att även omfatta ekonomiska och sociala aspekter som en del av strävan mot hållbar utveckling. Hon menar att detta visar på en generell rörelse mot ett bredare perspektiv på SEA i litteraturen.

Från 2005 och framåt finns utvärderingar av hur SEA-direktivet har implementerats i olika Europeiska kontexter (Therivel & Walsh 2006; Jiricka & Pröbstl 2007). Artikel IV är ett svenskt tillskott till dessa utvärderingar och till den gemensamma kunskapen om implementeringen av SEA-direktivet i olika kontexter. Utvärderingar av SEA i övriga delar av världen har också utförts, se t.ex. Tang et al. 2008; Noble 2008; Retief et al. 2007; Chaker et al. 2006; Cun-kuan 2004; Kørnøv & Hvidtfeldt 2002.

SEA-forskningen i Sverige har fokuserat markanvändningsplanering (Balfors 1994; Asplund & Hilding-Rydevik 1996; Bjarnadottir & Åkerskog art. I) infrastrukturprojekt, energiplanering (Stenlund 2006) och avfallshantering (Tyskeng 2006) samt utvecklat metoder för bland annat uppföljning (Nilsson et al. 2008), samordning mellan planeringsprocesser och metoder för allmänhetens deltagande i planeringsprocesser med deliberativ ansats (Soneryd 2002; Wiklund 2005) och för scenarieteknik (Dreborg 2006). En studie har gjorts kring kumulativa effekter (Wärmbäck 2007). En jämförelse mellan implementeringen av SEA-direktivet i markplanering i Sverige, Island och England har gjorts av Bjarnadottir (2008).

Verkningsfullhet är också ett centralt tema för det pågående forskningsprogrammet MiSt, finansierat av Naturvårdsverket. Svenska forskare från Blekinge Tekniska Högskola, Sveriges lantbruksuniversitet, Stockholm Environment Institute, Lunds universitet, Forskningsgruppen för miljöstrategiska studier, Totalförsvarets forskningsinstitut och Linköpings universitet har där till uppgift att utveckla verktyg, exempelvis SEA och livscykelanalyser (LCA) till att bli mer verkningsfulla. En rapport (Emmelin 2006) togs fram under 2006 och innehåller artiklar från några av ingående projekten inom programmet. Slutrapportering för programmet sker under 2009.

Dagens forskning och utveckling av SEA, präglas av att definitioner av SEAs syfte och riktlinjer för bästa praktik har utformats i hög grad utan förankring i empirisk forskning om dess praktik och vilka konsekvenserna blir av att införa SEA. Synen är ofta starkt normativ. Som helhet kan fältet hittills

betraktas som teorifattigt i den meningen att ingen explicit har uttalat de teoretiska grunderna eller tagit steg i riktning mot att utveckla en teori för t.ex. synen på eller fenomenet SEA. SEA-forskningen kan därför kritiseras på samma grunder som normativ och procedurinriktade planeringsteorier (t.ex. framförda av Watson 2002 a, b i Hilding-Rydevik and Bjarnadóttir 2007). En förändring av forskningens teoretiska förankring är dock på gång, men behov av mer empiriskt grundad forskning är fortfarande stort. Det finns därför sammanfattningsvis tre övergripande forskningsbehov för SEA-forskningen:

- Behovet av mer empiri om vidden av den output och outcome som kan knytas till en tillämpning av SEA i olika kontexter. Detta gäller särskilt empiri som analyserar och beskriver praktiken kring SEA och den förändring av praktiken som SEA bidrar med.
- Behovet av att relatera SEA-forskningen till existerande teorier inom olika etablerade forskningsfält t.ex. planering, policy-implementering, förändring etc. samt att utveckla befintlig teori i relation till SEA.
- Det finns ett särskilt behov av att koppla ihop punkt 1 och 2 ovan för att utveckla vår syn på det som inom SEA och MKB-fältet benämns ”verkningsfullhet”.

Den här avhandlingen är på så sätt ett bidrag till att fylla såväl behovet av mer empiri om tillämpningen av SEA som till att belysa SEA-fenomenet ur olika teoretiska perspektiv.

5 Den svenska kontexten

Efter många års diskussioner, kompromisser och flera remissomgångar i Europaparlamentet och Ministerrådet antogs Europeiska Gemenskapens (EG) direktiv ”om bedömning av vissa planers och programs miljöpåverkan” 2001/42/EG, härnå kallat SEA-direktivet, den 21 juni 2001 (Feldmann et al. 1998; Jerdenius³ 2003). Beslutet som fattades när Sverige var ordförandeland innebar att samtliga medlemsländer var skyldiga att implementera direktivet i sina respektive lagstiftningar före den 21 juli 2004. I Sverige lades den uppgiften på den s.k. PBL-kommittén (Parlamentariskt tillsatt kommitté som fick till uppgift att revidera Plan- och bygglagen). PBL är den lag som styr markanvändningsplaneringen i Sverige. Arbetet ledde till att nya regler om miljöbedömning infördes i Miljöbalkens 6 kapitel § 11-18, 22, som ett tillägg till reglerna om miljökonsekvensbeskrivningar om verksamheter och åtgärder (MKB).

Nedan presenteras inledningsvis kort hur SEA-direktivet togs fram inom EU. Avsnittet fortsätter sedan med den svenska kontexten i vilken direktivet implementerades.

5.1 EU och SEA-direktivet

Europeiska unionen (EU) är ett fördragsbundet samarbete mellan 27 europeiska stater, som etablerades 1993. De viktigaste institutionerna inom unionen är Europeiska unionens råd ("ministerrådet"), Europeiska kommissionen och Europaparlamentet. Kommissionen har exklusiv rätt att initiera ny lagstiftning och ministerrådet beslutar om kommissionens förslag. I Sverige sker samråd mellan regering och riksdag i EU-nämnden där

³ Jerdenius, S. Miljödepartementet, muntlig referens, intervju, 2003.

regeringen söker stöd för sina ståndpunkter inför förhandlingar i Europeiska rådet och ministerrådet.

Europeiska unionen (EU) består av tre pelare; Europeiska gemenskapen (EG), Gemensamma utrikes- och säkerhetspolitiken (GUSP) och Polisiärt och straffrättsligt samarbete (PSS). EG är den enda med formella institutioner och berör bland annat ekonomi-, social- och miljöpolitik. EU-institutionerna använder rättsakter för att utföra sina uppgifter enligt EG-fördraget. Dessa måste överensstämma med subsidiaritetsprincipen. Det finns följande rättsakter: **förordningar** som är bindande i alla delar och direkt tillämpliga i alla medlemsstater, vilket betyder att de inte får omvandlas till andra lagar eller bestämmelser. **Direktiven** är bindande för medlemsstaterna när det gäller det resultat som ska uppnås. Ett direktiv måste införlivas med medlemsstaternas nationella rätt, och medlemsstaterna har utrymme att bestämma exakt hur det ska införlivas. **Besluten** är bindande i alla delar och riktar sig till en särskild person, ett företag eller en medlemsstat. **Rekommendationer och yttranden** är inte rättsligt bindande utan snarare ett slags viljeyttringar.

Vid arbetet med SEA-direktivet beslöts att en grupp bestående av representanter för några av medlemsstaterna skulle arbeta med en vägledning EC (2003)⁴ för att underlätta medlemsstaternas implementering av SEA-direktivet. Sverige hade en representant med i detta arbete.

SEA-direktivet hänvisar till EU-fördraget, särskilt till artikel 6, och till det femte miljöåtgärdsprogrammet "Mot en hållbar utveckling". I de inledande punkterna hävdas att direktivets syfte är:

"att sörja för en hög nivå på skyddet av miljön och bidra till att integrera miljöaspekter i utarbetandet och antagandet av planer och program för att främja en hållbar utveckling, genom att säkerställa att en miljökonsekvensbedömning genomförs i enlighet med detta direktiv för vissa planer och program som kan antas medföra betydande miljöpåverkan." (artikel 1 i SEA-direktivet).

I direktivets övriga artiklar ges definitioner, direktivets räckvidd preciseras, allmänna skyldigheter för medlemsstaterna vid implementeringen uttrycks. Dessutom finns krav på miljörapportens innehåll, vad som skall gälla vid samråd och gränsöverskridande samråd preciseras, vad som gäller för beslutsfattande och information om beslut, hur det aktuella direktivet förhåller sig till annan lagstiftning. Och slutligen finns artiklar om

⁴ Implementation of Directive 2001/42 on the Effects of Certain Plans and Programmes on the Environment, Brussels.

information, rapportering och översyn av arbetet enligt direktivet, samt om direktivets genomförande och ikraftträdande.

5.2 Implementering av direktivet på nationell nivå

När SEA-direktivet antagits av kommissionen, rådet och EU-parlamentet blev det samtliga EU-länders regeringar uppgift att implementera direktivet i respektive lagsystem. Den svenska regeringen tillsatte en parlamentarisk kommitté för det arbetet. PBL-kommittén fick i kommittédirektivet (Dir. 2002:97) till uppgift att utreda hur SEA-direktivet skulle införas i den svenska lagstiftningen, samt att utreda förutsättningarna för effektivare svensk fysisk planering. Medlemmarna i PBL-kommittén bestod bland annat av politiker från samtliga riksdagspartier, en utsedd sakkunnig och experter från olika myndigheter. Förutom en myndighetsexpertgrupp fanns också en referensgrupp med forskare, representanter från Naturvårdsverket, Boverket, Banverket, Vägverket, Riksantikvarieämbetet, länsstyrelserna, Nordregio och Svenska Kommunförbundet (numera SKL, Sveriges kommuner och landsting). Arbetet resulterade i sou 2003:70. Regeringen använde den som underlag för att skriva en proposition (prop. 2003/04:116) till riksdagen den 11 mars 2004. Denna skickades på remiss till berörda statliga myndigheter, vissa länsstyrelser, kommuner, lagrådet m.fl. Riksdagen biföll propositionen och den infördes i svensk lag. Ett år senare, i juli 2005, antogs förordningen (Förordning om ändring i förordningen 1998:905) till miljöbalken 6 kap, med tillhörande förordningsmotiv (Förordningsmotiv 2005:2) utfärdat av regeringen. (Se även artikel II, figur 2.) Det var således vid många tillfällen och av många personer i olika instanser som direktivet tolkades innan beslut fattades om hur den svenska lagtexten skulle formuleras.

5.3 Miljöbedömning i svensk lag

Miljöbalken inleds med portalparagrafen kap 1 §1.

”Bestämmelserna i denna balk syftar till att främja en hållbar utveckling som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö. En sådan utveckling bygger på insikten att naturen har ett skyddsvärde och att människans rätt att förändra och bruka naturen är förenad med ett ansvar för att förvalta naturen väl.

Miljöbalken skall tillämpas så att

1. människors hälsa och miljön skyddas mot skador och olägenheter oavsett om dessa orsakas av föroreningar eller annan påverkan,
2. värdefulla natur- och kulturmiljöer skyddas och vårdas,

3. den biologiska mångfalden bevaras,
4. mark, vatten och fysisk miljö i övrigt används så att en från ekologisk, social, kulturell och samhällsekonomisk synpunkt långsiktigt god hushållning tryggas, och
5. återanvändning och återvinning liksom annan hushållning med material, råvaror och energi främjas så att ett kretslopp uppnås.”

Denna paragraf anger MB:s syfte och mål och förväntas genomsyra tillämpningen av MB. Det gäller även SEA-direktivets bestämmelser som placerades i MB kap 6 §11-18, 22, efter §1-10 som omfattar lagstiftning om MKB.

I avhandlingen är det översiktsplanerna som står i centrum för studierna, men även kommunala avfallsplaner, energiplaner och detaljplaner omfattas av kraven på miljöbedömning, liksom exempelvis länstransportplaner och åtgärdsprogram.

I samband med diskussionerna som föregick den svenska lagstiftningen översattes SEA med SMB – strategiska miljöbedömningar. Direktivet behandlar begreppet *environmental assessment*, som på svenska har översatts till *miljöbedömningar*. Dock skall det påpekas att begreppet miljöbedömningar står för den process som skall genomföras medan det dokument som skall tas fram som en del av miljöbedömningsprocessen kallas för *miljökonsekvensbeskrivning* (MKB) – precis som det dokument som tas fram vid *miljökonsekvensbedömning* (som också förkortas MKB) av verksamheter och åtgärder.

Förutom krav på miljöbedömning enligt MB finns sedan 1996 kravet i PBL kap 4 § 1, 3:e stycket (2007:1303, se även bilaga 3), att översiktsplanens innebörd och konsekvenser skall kunna utläsas utan svårighet. Dessa krav gäller parallellt med varandra. Som visas i artikel IV, samordnas den del av konsekvensbeskrivningen av planen som berör miljöfrågor ofta med MKB:n. Det får till följd att beslutsunderlaget i flera fall domineras av miljöfrågorna jämfört med de ekonomiska och sociala konsekvenserna.

5.4 Ansvariga myndigheter

Naturvårdsverket är ansvarig myndighet för att ta fram Allmänna Råd för Miljöbalkens regler. Detsamma gäller handböcker, vägledningar och exempelsamlingar. I fallet med miljöbedömningar av planer och program är båda Allmänna Råd och en handbok under utarbetande (november 2008).

Boverket har motsvarande ansvar då det gäller reglerna i PBL. En vägledning för miljöbedömningar för planer och program enligt PBL publicerades mars 2006 (Boverket 2006) eftersom planer enligt PBL –

regionplan, detalj- och översiktsplan – omfattas av de nya reglerna och hänvisningar i PBL görs till MB.

5.5 Den svenska kontexten för översiktsplanering

I Sverige är det kommunerna som genom det kommunala planmonopolet har den suveräna rätten att anta fysiska planer. I översiktsplanen, som är obligatorisk för alla kommuner, skall intentionerna för användningen av mark och vatten framgå. Översiktsplanen är inte bindande men anger ramarna för fortsatt planering. Det viktigaste instrumentet för genomförande av fysisk planering i Sverige är detaljplanen som är bindande. Länsstyrelsen, statens förlängda arm, kontrollerar att kommunerna uppfyller de överordnade mål som gäller den fysiska planeringen.

De överordnade målen för översiktlig planering kan delas in i tvingande och dispositiva mål. De tvingande målen tar hänsyn till allmänhetens intressen och är statens krav på redovisning av hur hälsa och säkerhet säkerställs, samordning mellan kommunerna, krav på att miljö kvalitetsnormer inte överträds samt att riksintressena tillgodoses. De dispositiva målen återfinns i ramlagstiftningar där kommunerna själva kan bestämma om hur målen skall uppnås. Exempel på dispositiva mål är hållbar utveckling, miljömål och medborgarinflytande i planeringsprocessen. (Nyström 1999)

Från att under lång tid ha karakteriserats som rationell planering förändrades den översiktliga planeringen mot slutet av 1900-talet. Khakee (2000) menar att nya planeringspremissar tog form i samband med att Brundtlandrapporten kom 1987 och Agenda 21-arbetet i mitten av 1990-talet som gjorde att målen för översiktlig planering måste formuleras med utgångspunkt från hållbar, ekologisk utveckling. Begreppet utvecklades sedermera till hållbar utveckling, en kombination av sociala, ekologiska och ekonomiska aspekter. För översiktsplaneringen innebar det ett helhetstänkande där också demokratifrågor spelade en viktig roll. Vid medlemskapet i EU år 1994 fick Sverige utöver andra lagar och regler också krav på miljökonsekvensbeskrivningar i planer. Dessa görs i detaljplaner som kan anses ge upphov till betydande påverkan på miljön. Andra nya mål som tillfördes planeringen gällde vikten av att ta hänsyn till genusperspektivet och strävan mot etnisk och biologisk mångfald. Dessa förändringar och många andra omvärldsfaktorer, inte minst ekonomiska, har sammantaget lett till en ökad fragmentisering av politiken och planeringskontexten. Khakee och Elander (2001) visar hur denna fragmentisering har ändrat den svenska planeringskontexten från att ha varit centralstyrd och rationalistisk till att snarare domineras av förhandlingsplanering och kommunikativ planering.

De pekar också på den tvetydighet som råder beträffande de ibland oförenliga kraven på flexibilitet, medborgarmedverkan och långsiktig resurshushållning i planeringen. Något som också belyses av Nilsson (2003) där hon visar på de dilemman som uppstår för den enskilde planeraren på grund av de många krav som ställs.

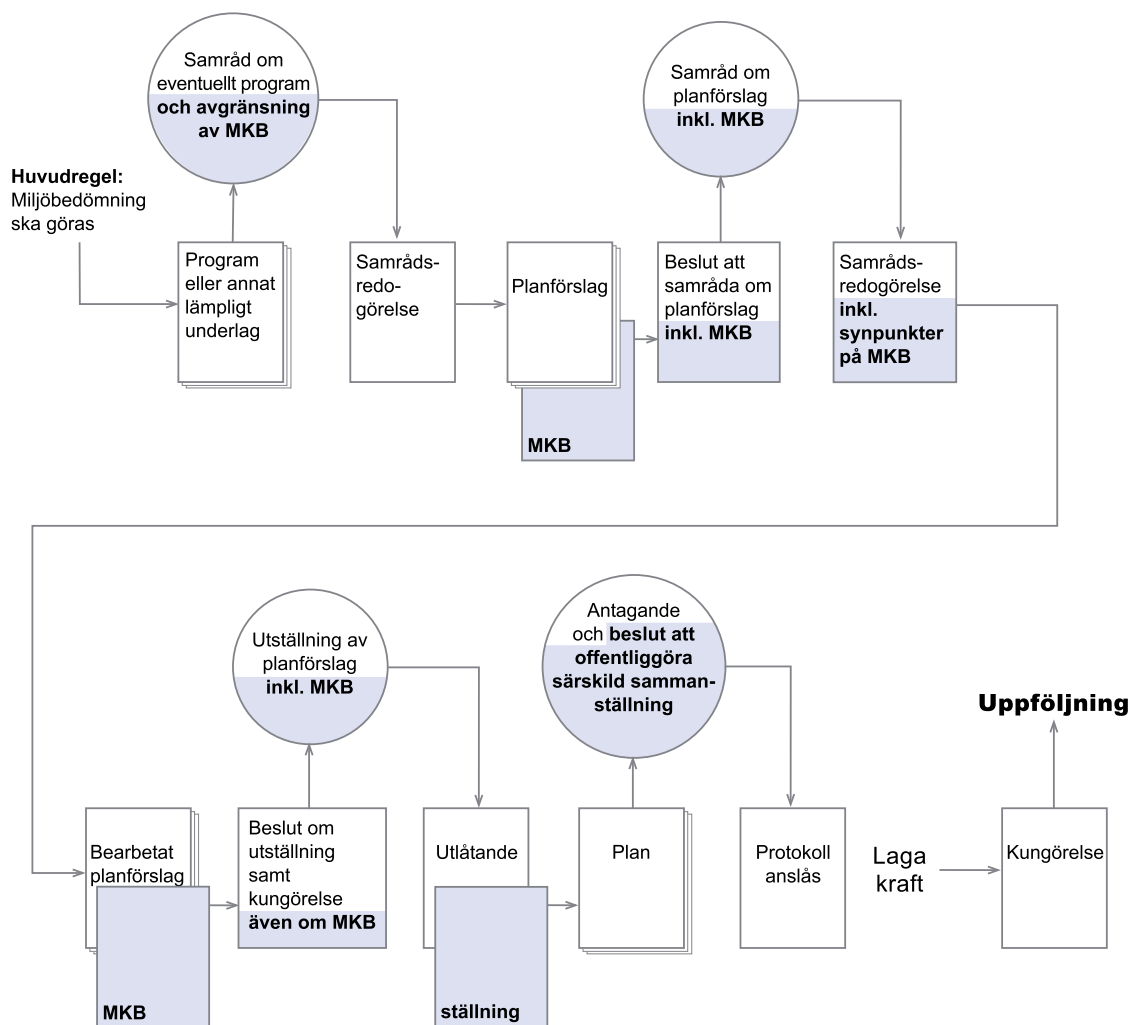
Även om svensk översiktlig planering är starkt påverkad av förhandlings- och kommunikativ planering, genomsyras den fortfarande i hög grad av den rationalistiska planeringstanken. Rationell planering är en process där beslutsfattarna bestämmer målen och professionella planerare genomför uppgiften som leder till olika planer. Den instrumentella rationaliteten är ofta expertstyrd och innebär att den mest effektiva lösningen för att uppnå måluppfyllelse söks (Khakee 2000). Det innebär att hur målen formuleras är en viktig förutsättning för planeringen.

Planeringsprocessen

Kraven på översiktsplaneringens process finns formulerade i PBL (se bilaga 3). Eftersom det är politikerna i kommunfullmäktige som formellt sett är beställare av översiktsplanen fattas beslutet om en ny plan av dem, och avslutas med att de antar planen. Processen inleds formellt med programsamråd där förutsättningarna för planeringsarbetet och de mål som skall gälla läggs fast. Sedan vidtar en stor del av planeringsarbetet som inbegriper inventeringar, framtagande av planeringsförutsättningar, utredningar, samråd med politiker, samarbete inom kommunens olika förvaltningar och med andra kommuner. Samråd hålls också med länsstyrelsen och organisationer av olika slag och med medborgarna.

Avvägningar mellan tänkbara alternativ, framtagande av prognoser, eventuella scenarier och konsekvensbeskrivningar görs också. Efter samråd sammanställs inkomna synpunkter i en samrådsredogörelse. Utifrån detta bearbetas planförslaget vidare till en utställningshandling. Under utställningstiden skall länsstyrelsen avge ett granskningsyttrande om frågor som staten kräver skall finnas med och behandlas i en översiktsplan (se ovan) och allmänheten skall kunna yttra sig över förslaget. Efter utställningen fattar kommunfullmäktige beslut om att anta planen om inga fler större ändringar krävs (Nyström 1999). Så ser den huvudsakliga gången ut för översiktsplaneringsprocessen, men varje kommun löser processen på sitt sätt. Ibland inleds processen med ett omfattande samrådsarbete med politiker och allmänhet där också mål för planen arbetas fram. I många kommuner har visioner tagits fram på politikernivå. Visionen behandlas ungefär som ett planprogram och ger förutsättningarna för den fortsatta planprocessen.

Figur 4. Föreslagen samordning mellan miljöbedömning och ÖP-process (Boverket 2006).



⁵ Åkerlund, U, Boverket, muntlig referens dec. 2008

Miljöbedömningsprocessen

Miljöbedömningsprocessen enligt de nya kraven i MB kan enligt Boverket (Boverket 2006) utan större svårigheter integreras i eller samordnas med planeringsprocessen eftersom den följer en liknande logik. Miljöbedömningsprocessen inleds med avgränsningssamråd där planförslagets tänkbara betydande miljöpåverkan diskuteras och där omfattningen av MKB:n beslutas. Arbetet med att ta fram alternativ till planförslaget, beskriva rådande förhållanden och bedöma miljökonsekvenserna av planförslaget och alternativen tar vid. Enligt intentionerna i lagen skall en MKB arbetas fram tillsammans med planen till samrådet. Synpunkter som framkommer skall beaktas. En bearbetad version ställs ut, antingen integrerad i planen eller som ett eget dokument. När beslutet fattas om antagande av planen, görs en särskild sammanställning, och uppföljning och övervakning av den betydande miljöpåverkan tar vid. (Se även bilaga 2).

Planeringsorganisation i kommunen

Den avdelning på kommunen som sysslar med översiktlig planering arbetar oftast tvärssektoriellt och representanter för alla avdelningar som berörs av planering deltar i planeringsarbetet (Nilsson 2003). Detta diskuteras närmare i artikel III. I de studerade planerna som har gjorts efter införandet av krav på miljöbedömningar är det inte alltid klart vem som har utfört miljöbedömningen, och därför inte heller till vilken avdelning denna/dessa person(er) hör. I vissa fall har miljöbedömaren hämtats från den planerande avdelningen inom kommunen, och i andra har miljöbedömaren sin hemvist hos den avdelning som ägnar sin verksamhet åt miljöfrågor på olika sätt. I några fall är miljöbedömningen gjord av en fristående konsult, och samarbetet har då skett mellan konsulten och de som gör planen på planavdelningen. Beroende på var i organisationen som en miljöbedömare befinner sig kommer förutsättningarna för miljöbedömningen att variera.

Om miljöbedömningen görs av dem som också arbetar fram planförslaget kan det innebära att distansen till det egna förslaget är svår att åstadkomma. Å andra sidan kan det innebära att den eftersträvarsvärda integreringen av processerna skapas. Om miljöbedömningen görs av en annan avdelning eller av en utomstående konsult kan svårigheter uppstå att integrera processerna, men det kan vara lättare att bedöma planförslaget från ett annat perspektiv, och med större fokus på miljö än vad planförfattarna kan ha. På så sätt anpassas miljöbedömningen efter planen och fungerar mer som en MKB (Bjarnadottir 2008). För att en miljöbedömning skall få en miljöförespråkande roll (advocacy) i planeringsprocessen, spelar det dock inte bara roll var i organisationen en miljöbedömare befinner sig, utan också på hans

eller hennes individuella engagemang, hur tolkningen av målen med miljöbedömningen görs och vilket handlingsutrymme miljöbedömaren tycker sig ha och tar sig.

5.6 Tillämpare på regional och lokal nivå

Länsstyrelsetjänstemän är indirekta tillämpare av de nya reglerna om miljöbedömning. Deras roll är att vara samrådspartners för kommunerna vid avgörandet om den aktuella planen kan sägas ha en betydande påverkan på miljön, samt på vilket sätt MKBN skall avgränsas utifrån diskussionen om vad som kan sägas ge upphov till betydande miljöpåverkan. I övrigt är deras roll att vara rådgivande och hjälpa till med tillämpningen av de nya bestämmelserna, till exempel med föredragningar och informationsspridning till kommunerna (Alm 2005). De skall också avge granskningsyttrande under planeringsprocessen.

De kommunala tjänstemännen däremot är aktiva tillämpare av de nya reglerna om miljöbedömning. Det är de som har till uppgift att omsätta lagens krav till praktik (närbyråkrater). Det arbetet görs genom att samverka med allmänhet vid samråd och utställningar, förankra och diskutera förslag med kommunala politiker framför allt i den egna kommunen, men i vissa fall i samråd med politiker och tjänstemän i kringliggande berörda kommuner. Dessutom skall samråd hållas med länsstyrelsen och kollegor internt.

Som redovisas i artikel III pågår ett generationsskifte i kommunerna, från erfarna, framförallt manliga planerare till en ny generation relativt oerfarna, kvinnliga planerare (Svenska Kommunförbundet 2004). Den vanligaste professionen för dagens planerare är arkitekt, landskapsarkitekt, fysisk planerare, civilingenjör och lantmätare (Nilsson 2003). Det finns inga specifika krav på kvalificering eller auktorisering för den som skall göra en översiktsplan eller miljöbedömning. Det enda krav som finns i lagstiftningen på kvalifikationer är att kommunen måste ha tillgång till en person med arkitektkompetens (PBL kap 11 § 4), men det gäller inte specifikt för översiktsplaneringen, utan snarare för bygglovhantering.

Eftersom en ny kommunövergripande översiktsplan görs relativt sällan i en kommun är möjligheterna till att få erfarenhet av att arbeta med miljöbedömningar av en sådan plan begränsad för den enskilde planeraren. Många kommuner ägnar sig åt att göra fördjupade översiktsplaner av större eller mindre delar av en kommun eller för olika typer av verksamheter. På senare tid har t.ex. flera kommuner gjort fördjupade översiktsplaner för eventuell vindkraftsutbyggnad. Även då förekommer det att miljö-

bedömningar görs, vilket innebär att erfarenheten av miljöbedömningens praktik byggs upp gradvis. Konsulter som samarbetar med flera kommuner kan däremot uppnå en gedigen och kontinuerlig erfarenhet av att göra översiktsplaner och miljöbedömningar.

I artikel III diskuteras svårigheten med avsaknaden av en specifik profession ”miljöbedömare”. Ingenting finns sagt direkt i förarbeten eller lagtext om vem som skall utföra miljöbedömningar i den svenska kontexten och därmed inte heller om vilket perspektiv och vilken kunskap eller erfarenhet som bör karaktärisera dessa tillämpares praktik. Emellertid visar diskursanalysen i artikel II att erfarenhet av MKB-arbete förutsätts, liksom en förståelse för planering och planeringsprocesser. Likheter mellan planerarens arbete och miljöbedömningspraktiken ligger i kravet att kunna genomföra en process, att arbeta med planeringsförutsättningar, göra inventeringar och ta fram alternativ. Båda behöver göra konsekvensanalyser, planeraren av planförslagets ekonomiska, sociala, jämställdhets- och andra konsekvenser, medan miljöbedömaren framförallt inriktar sig på miljökonsekvenser. Beroende på den roll som miljöbedömningen ges – som en försvarare och proaktiv förespråkare för miljöintressen – eller rollen som spegel där planförslagets konsekvenser för miljön visas uppkommer kraven på kunskap och erfarenhet hos miljöbedömaren att variera, och vice versa.

Planerings- och miljöbedömningspraktik

Fysisk planering innebär att göra avvägningar mellan olika mark-användningsintressen, där olika aktörer som markägare, exploatörer, stat, kommun, m.fl. vill vara med och påverka markanvändningen (Nyström 1999). Det innebär avvägningar mellan tvingande och dispositiva mål, och sinsemellan motsägelsefulla mål. En planerare beställer och gör inventeringar och prognoser för kommunens framtida utveckling. Ibland arbetar hon eller han med scenarier för att visa möjlig framtida utveckling av kommunen. Planeraren tar hänsyn till risk- och känslighetsanalyser som är viktiga för att kunna planera för ett robust samhälle. Konsekvensanalyser behövs för att visa var det finns konflikter mellan olika mål och markanvändningsintressen och vad olika förslag leder till.

Det finns inte något objektiva sätt att värdera vilken användning av marken som är mest ändamålsenlig. Problembeskrivning, val av lösningar, bedömningskriterier och bedömning av hur olika förslag uppfyller uppsatta kriterier innehåller alla moment där planerarens värderingar påverkar resultatet. Det är politikernas roll att fatta besluten, men det är planerarens roll att ta fram alternativen och göra konsekvenserna synliga inför beslut. Planerarnas handlingsutrymme bestäms av politikernas och allmänhetens

intressen och krav, av tjänstemän på kommunens olika avdelningar, av det politiska klimatet i stort, av tidsandan, av regler, normer och värderingar. Planeringssituationen karakteriseras av komplexitet, dilemman informationsbrist och osäkerhet (Nyström 1999; Nilsson 2003). Men planerna har också makten att tolka, formulera och kommunicera sina tolkningar och förslag till lösningar inom ramen för sin praktik. Owens (2002) uttrycker det som:

”In case of land use planning, the slow pace of plan preparation results in an almost permanent state of dislocation between new commitments, policy action and land use change.”

Det är i denna komplexa kontext som tillämparna har getts makten att åstadkomma de av stadsmakten önskvärda förändringarna av praktiken, som till exempel vid införandet av en ny lag.

5.7 Resultat av den lokala implementeringsprocessen i form av planer

Planernas praktik resulterar i de flesta fall i en plan. En översiktsplan utgör underlag för kommande planering, till exempel en fördjupad översiktsplan eller en detaljplan.



Figur 5. Exempel på översiktsplaner kan se ut.

En översiktsplan har lång implementeringstid eftersom den gäller så länge som den inte förklaras vara inaktuell och en ny behöver göras. Minst en gång under varje mandatperiod skall översiktsplanen uppdateras och aktualitetsförklaras. Omloppstiden för en plan kan därför vara mycket lång. I artikel IV beskrivs mer ingående vilka delar en plan innehåller.

Översiktsplanens roll är omtvistad. En av de intervjuade (artikel III) hävdade att den gamla översiktsplanen var så dålig att den bara blev till en pliktskyldig hyllvärmare. Andra menar att det är processen som är det viktiga, att det är då själva planeringen sker. Enligt lagen är dokumentet viktigt eftersom det är den som antas av fullmäktige.

6 Sammanfattning av de ingående artiklarna

Hur artiklarna hänger ihop redovisades i avsnitt 2.2

6.1 Artikel I, "Sustainable development and the role of SEA in municipal comprehensive planning in Sweden"

Artikeln ingår som en del i rapporten *Nordic experiences of impact assessment of plans and programmes* (Hilding-Rydevik 2003) utgiven i Nordregios Rapportserie (R2003:4) och som behandlar nordiska erfarenheter av arbetet med SEA före EU -direktivets införande.

Syftet med artikeln är att ge översikt över den befintliga struktur för SEA som fanns i Sverige före införandet av direktivet och med avseende på lagar i PBL, MB, väg och järnvägslagen. Avsikten var också att redogöra för de beslut som fattats om revisionen av PBL. Artikeln innehåller även en beskrivning av resultaten från en pilotstudie som genomfördes med målet att visa vilka resultat kraven på konsekvensbeskrivningar som infördes i PBL 1996 har gett upphov till. Anledningen till detta var att inför införandet av SEA-direktivet fanns det få utvärderingar gjorda av den befintliga svenska konsekvensbeskrivningspraktiken. För att få en bild av situationen genomfördes därför intervjuer med relevanta aktörer på den nationella nivån. Dessutom används de erfarenheter som gjordes vid deltagande i en nationell referensgrupp som tillsattes av Naturvårdsverket. Syftet med referensgruppen var att utgöra bollplank för miljödepartementets deltagande i EUS arbetsgrupp som skulle arbeta fram en EU-guide för implementeringen av SEA-direktivet i medlemsstaterna. De oklarheter som identifierades i referensgruppens arbete var t ex; var skall SEA-direktivet implementeras, i MB eller i PBL? Vilken roll skall SEA ha i utvecklingen av planeringssystemet och hur skall SEA bidra till hållbar utveckling?

För att studera effekterna av lagreglerna i PBL 1996 valdes sex översiktsplaner ut efter uppgifter om att de var exempel från kommuner som faktiskt hanterat konsekvensbeskrivningar i sin översiktsplan. En checklista användes för utvärderingen. Den innehöll frågor om de huvudsakliga stegen i SEA-processen enligt direktivet, om hur konsekvensbeskrivningen syns i planen (kraven enligt PBL), och vad det innebär i praktiken att göra en konsekvensbeskrivning av en översiktsplan. Frågorna rörde även vilka miljöaspekter som behandlas, vilka metoder som används för konsekvensbeskrivningen, vilka som deltar i processen. Dessutom ställdes frågor om integrering av planerings- och konsekvensbeskrivningsprocesserna och på vilket sätt hållbar utveckling och indikatorer för miljön är kopplade till SEA.

Den praktik som utvecklats som konsekvens av kraven på konsekvensbeskrivning av översiktsplaner enligt PBL kommer att utgöra en utgångspunkt för implementeringen av EUS SEA-direktiv på den kommunala planeringsnivån. Utvärderingen av de sex planerna visar att konsekvensbeskrivningen följer planstrukturen och att de förslag som har konsekvensbeskrivits är organiserade på samma sätt som i planen. Vilka miljöaspekter som har inkluderats i planen varierar mycket mellan planerna och de är inte alltid tydligt redovisade i konsekvensbeskrivningen. Samtliga planer som studerades använder miljömålen, ibland de nationella men även de regionala och lokala tillämpningarna av dem, som grund för sitt arbete med miljöfrågor i planen. Frågan om vad detta innebär, att fokus för SEA i fortsättningen snarare kommer att vara miljömåluppfyllelse än på miljöbedömning av mer övergripande frågor, väcktes med anledning av resultatet.

Konsekvensbeskrivningarna är inte integrerade med planprocessen och inte heller i dokumenten med ett undantag där det tydligt framgår hur kopplingarna mellan planeringsförslag och konsekvenser av dem hänger ihop och har påverkat varandra. Begreppet hållbar utveckling är väletablerat i samtliga planer och förekommer framför allt i de övergripande målen med planerna. Studien visar att implementeringen av SEA-direktivet kommer att ställa krav på förändring av befintlig planeringspraktik för att direktivets krav ska uppfyllas. Detta gäller speciellt med avseende på transparens kring vilka metoder som används för bedömningen av konsekvenser, liksom hur dessa påverkar planeringsförslagen. Vidare lyfts fram att resultatet av implementeringen kommer att bero av de tillämpande aktörernas kunskap och engagemang, och på den ekonomiska kontexten samt det politiska klimat de verkar i.

Resultaten från pilotstudien bäddade för att utvärdera fler översiktsplaner och tillhörande konsekvensbeskrivningar/miljöbedömningar. Dessa studier presenteras i artikel IV.

6.2 Artikel II, "Speaking with a double tongue - the Swedish governmental SEA discourse and the emergence of a local SEA practice"

Syftet med studien som utgör redovisas i artikel II är att beskriva och analysera den nationella svenska SEA-diskursen och vilka diskursiva förutsättningar den ger till framväxten av den lokala SEA-praktiken.

Studien utgår från att den svenska nationella SEA-politiken spelar en viktig roll för hur implementeringen tolkas och genomförs i den kommunala planeringskontexten. Utgångspunkten för resonemanget är att den svenska översättningen av SEA-direktivet, omvandlingen av SEA-direktivet till svensk lagstiftning och förarbeten representerar en nationell svensk SEA-diskurs. Denna diskurs förmedlar uppfattningar om vilka miljö- och planeringsproblem som SEA är tänkt att lösa, orsaken till dessa problem och de mekanismer genom vilka SEA skall bidra till problemens lösning. Dessutom är utgångspunkten att olika sätt att diskursivt formulera ett konkret problem ger upphov till olika instruktioner för problemens lösning, det vill säga i detta fall utvecklingen av en lokal SEA-praktik.

Diskursen förmedlar hur någon skall tillämpa och tänka om SEA och inte. Den gör även vissa handlingar och praktiker möjliga och omöjliga för planerarna i svenska kommuner. Viktigt i sammanhanget är dock att tillämparna inte ses som passiva mottagare utan att de kommer att tolka den uppifrån kommande diskursen utifrån sin lokala planeringskontext, vilken inkluderar andra lokala perspektiv och diskurser. En viktig fråga som ställs är vilken förändring i planerings- och konsekvensbedömningspraktik som diskursen målar upp.

En diskussion kring två centrala frågeställningar förs, nämligen kring övergripande iakttagelser om diskursens beståndsdelar och dess karaktär, samt vilka instruktioner och budskap som förmedlas och som tjänar som ett viktigt bidrag till den lokala praktikens förändring och utveckling. Budskapet i diskursen är färgad såväl av sin svenska kontext dvs. revisionen av PBL, som av EG direktivets formuleringar. Sammanfattningsvis talar regeringen med "kluven tunga" det vill säga, budskapet är tvetydigt. Å ena sidan utmålas en bild där det framställs att kommunerna redan arbetar med miljöbedömningar, att inga stora förändringar behövs, att SEA-implementeringen inte innebär ökade kostnader för vare sig kommuner eller regering och att

det i alla fall är MKB för verksamheter och åtgärder (projekt-MKB) som är den mest väsentliga konsekvensbeskrivningen. Å andra sidan innehåller lagstiftningen krav på att en mängd nya aktiviteter ska genomföras som del av konsekvensbeskrivningsarbetet, regeringen målar upp att miljöbedömningar faktiskt kommer att innebära såväl tids- som kostnadsvinster för planeringen, att material från SEA-arbetet kan användas i efterföljande projekt-MKB arbete att stora fördelar för samhällsplaneringen kommer att nås etc. Förutsättningarna för att uppnå vinsterna är enligt regeringen samordning och koordinering mellan plan- och konsekvensbeskrivningsnivåer. Budskapet karaktäriseras även av att målet för SEA, främjandet av hållbar utveckling, nedtonats samt att det bara indirekt framgår vilka planerings- och miljöproblem som SEA förväntas lösa. En tvetydighet och utrymme för tolkningar är dock inte oväntat eftersom detta anses typiskt för den politiska genren.

I relation till mobilisering för förändring av praktiken framstår begreppen *effektivitet* (i form av tidsåtgång och kostnader) och *likhet* som de mest centrala i diskursen. Betoning av likheten hos den nya praktiken med den gamla kan bidra till att få tillämparna vänligt sinnade till förändringen och stävjar krav på finansiell ersättning. Att betona möjligheten till tids- och kostnadsvinster med den nya praktiken är naturligtvis starka skäl till förändring. Frågan är dock om kostnadsvinsterna framstår som reella för de kommunala planerna. Kommuner och länsstyrelser kommer att bli de instanser som får stå för de extra kostnaderna till följd av SEA-implementeringen, medan exploatörerna tjänar på systemet under förutsättning att SEA i praktiken leder till de förväntade effektivitetsvinsterna.

Slutsatsen av diskursanalysen är att den svenska nationella implementeringskontexten, reformeringen av PBL-systemet, har haft stor betydelse för hur regeringen tolkat målen för SEA-direktivets genomförande i Sverige. Diskursanalysen har bidragit till att ta fram en mångfacetterad men också innehållsligt motsägande bild av diskursen. Detta lämnar ett stort tolkningsutrymme för tillämparna, de kommunala planerna, och lämnar öppet för flera möjliga vägar för praktikens utveckling. Den lokala kontextens betydelse blir därmed stor i relation till hur SEA-praktiken utvecklas samt för att uppnå en verkningsfull SEA-tillämpning.

6.3 Artikel III, "Street-level bureaucrats' readiness for implementing SEA in Swedish municipal comprehensive planning"

Studien som fokuserar de kommunala tjänstemännen (artikel III) är att beskriva, analysera och diskutera hur de kommunala tjänstemännen (närbyråkraterna) uppfattar implementeringen av SEA-direktivet i svensk översiktlig planering, och att reflektera över deras förmåga och vilja att implementera de nya reglerna, och vad det kan innebära för implementeringen totalt sett.

Artikeln utgår från ett nedifrånperspektiv på implementeringen av SEA i svensk översiktlig planering. Fyra närbyråkrater intervjuades innan de själva hade erfarenhet av att praktiskt arbeta med SEA i översiktsplanering. De möjligheter som närbyråkraterna såg med SEA var:

- Behov av mer samarbete med allmänheten och länsstyrelsen.
- Behov av ökad samverkan internt och mellan kommunala organisationer.
- Ökat fokus på miljöfrågor i översiktlig planering.
- Mera precisa miljöbeskrivningar och bedömningar än tidigare, vilket leder till tydligare beslutsunderlag.
- En möjlighet till ett planeringssystem med flera planeringsnivåer, vilket kan underlätta kommande planeringsprocesser.

Hindren för implementeringen av SEA däremot gäller

- Brist på resurser i form av tid, pengar och personalens kompetens, särskilt i de mindre kommunerna.
- Kommunikation mellan olika förvaltningar i kommunen.
- Det politiska klimatet och den ekonomiska situationen.
- Svårigheter med kopplingen mellan planeringsnivåer.
- Svårigheter med att förstå syftet med SEA, t.ex. vad avses med integrering.
- Hur skall motsägande målsättningar hanteras, t.ex. fler samråd och snabbare planeringsprocess.
- Brist på vägledning och exempel på hur SEA skall göras.

Analys gjordes av hur tillämparna tolkar (förstår), om de kan och vill genomföra implementeringen av SEA. Analysen visade att implementerarna har vissa svårigheter med att tolka det budskap som de fått uppifrån ifråga om syfte och målsättning med SEA och hur de nya kraven skall genomföras. Hållbar utveckling nämns inte alls – något som troligen beror på att det är en övergripande målsättning för den svenska planeringen i stort. Integrering uppfattas på olika sätt av lagstiftare och tillämpare. Lagstiftaren avser att

miljöbedömningsprocessen och planeringsprocessen skall förenas till en, medan tillämparna ser det som två processer som skall samordnas.

Tillämparnas möjlighet att agera upplevs som begränsad när det gäller ekonomi, tid, tillgänglig kompetens etc. Bristen på politiskt intresse för planering, och brist på vägledning anser de också som begränsande för deras möjlighet att agera. På vilket sätt kommunen är organiserad bidrar också till att underlätta eller försvåra arbetet med miljöbedömningar. Tillämparnas vilja att implementera SEA varierar mellan de olika planeringskontexterna och de enskilda planerarnas situation.

6.4 Artikel IV, "SEA in spatial planning documents in Sweden - outcomes of the early implementation of the EU SEA-directive"

Syftet med studien som redovisas i artikel IV är att följa upp implementeringsprocessen av SEA-direktivet i Sverige genom att:

- Utifrån läsning av planeringsdokument visa vilka av reglerna i det svenska regelverket för miljöbedömningar som har blivit implementerade i 24 planer genomförda före införandet av SEA-direktivet och de första tolv antagna översiktsplanerna efter att SEA-direktivet infördes i Sverige.
- Visa på likheter och skillnader i innehållet av miljöbedömningarna genom att jämföra planer gjorda före respektive efter implementeringen av SEA-direktivet i Sverige.
- Att sätta resultaten från utvärderingen i relation till explicita och implicita förväntningar i den nationella SEA-diskursen.
- Att se hur resultaten förhåller sig till de uppfattningar om möjligheter och hinder för implementeringen av SEA så som de uttrycks av kommunala planerare.

Utgångspunkten för läsningen av planeringsdokumenten är att de utgör det fysiska resultatet, texterna, av den lokala planerings- och SEA-diskursen. Läsning av planer som gjordes före respektive efter implementeringen av SEA utgör det empiriska materialet. Studiet av planerna gjordes utifrån frågor i de checklistor som arbetades fram på grundval av innehållet i direktivet (före) och svensk lag (efter) samt utifrån de förväntningar som fanns i den nationella diskursen om SEA och vad de kommunala tillämparna uppfattade som hinder och möjligheter.

Resultaten presenteras under fem rubriker:

- Innehållet i 24 planer och konsekvensbeskrivningar gjorda före implementeringen av SEA.
- Implementeringsresultatet, det vill säga innehållet i 12 miljöbedömningar av översiktsplaner gjorda efter införandet av miljöbedömningar.
- Implementeringsresultatet jämfört med förväntningarna hos lagstiftarna.
- Implementeringsresultatet jämfört med tillämparnas uppfattningar om hinder och möjligheter med implementeringen av SEA.
- Förändring – en jämförelse mellan resultatet före och efter implementeringen av miljöbedömningar.

Införandet av SEA har inte inneburit någon ansenlig förändring av hur översiktsplanerna ser ut jämfört med de tidigare. Inte heller är skillnaden mellan de tidigare konsekvensbeskrivningarna och de nya miljöbedömningarna avsevärda, utan mycket är sig likt. Resonemangen i konsekvensbeskrivningarna bygger i hög grad på miljömålsuppfyllelse, medan bedömningen av effekter är styvmoderligt behandlad i flera planer. Tillämparna tycks ha förlitat sig på befintlig praktik – dels planeringsprocessen och användningen av miljömålen, dels MKB-praktik. För den enskilda kommunen kan emellertid förändringen mellan en översiktsplan som antogs före 1996 och en ny som gjorts enligt de nya reglerna efter 2004 vara mycket stor.

Några skillnader som går att se i de nya planerna med tillhörande MKB jämfört med de gjorda före SEA-direktivet, är att det nyinförda begreppet betydande miljöpåverkan har bidragit till att miljöbedömningarna har avgränsats och blivit mer inriktade på att beskriva de betydande konsekvenser planen kan förmodas ge upphov till. Förändringen ligger i att konsekvensbeskrivningarna tidigare i högre grad handlade om måluppfyllelse av visioner och planens övergripande mål vilket innebär att perspektivet ändrats till att mer specifikt behandla centrala miljöfrågor. Transparensen kring samrådsförfaranden har ökat och samråd med länsstyrelsen har genomförts i åtminstone hälften av de nya planerna. Det har bidragit till att avgränsningen av MKBN är tydlig i majoriteten av de nya planerna. Beskrivning av vilka problem som har förekommit vid framtagandet av uppgifter finns i mer än hälften av de nya planerna.

Några av dessa förändringar beror säkert på de nya reglerna, andra är mer osäkra och kan inte nödvändigtvis tillskrivas införandet av miljöbedömningar i den översiktliga planeringen.

7 Diskussion och slutsatser

De resultat som de olika studierna har kommit fram till betraktas i diskussionen med en kombination av policyimplementeringsögon och SEA-fältets ögon. Vidare diskuteras diskursanalysens bidrag till studiet av SEA.

7.1 Syftet med SEA och SEAs roll

Som beskrivits i kapitel 2.1 utgör implementeringen av SEA i Svensk översiktlig planering ett exempel på makroimplementering – det vill säga att den politiska avsikten är en styrning av de efterföljande implementeringsstegen för att uppnå det önskvärda resultatet och med de syften som formulerats uppifrån av beslutsfattarna/politikerna. Ett EG-direktiv skall implementeras i medlemsländerna och i Sverige genomförs lagstiftningen som en ramlag. Initiativet kommer uppifrån, från kompromissande EU-medlemmar. Makroimplementeringsperspektivet ger möjligheten att se hur den svenska lagstiftaren avser att styra implementeringen på lokal nivå för att uppnå målen med policyn. I fallet med SEA-direktivets implementering framgår det av diskursanalysen av förarbeten och lagtext att tillämparna lojalt förväntas följa lagen.

Genom diskursanalysen framträder bilden av att SEA är något som tillämparna redan gör. Det nya framställs som något välkänt som därmed inte ger upphov till några konflikter eller svårigheter vid implementeringen. Det är även ett sätt att argumentera mot behovet av särskild finansiering av det nya förslaget. Med en utgångspunkt från att lagen inte är konfliktfylld och att inga oklarheter råder om vem som skall implementera lagen, har lagstiftaren agerat utifrån att implementeringen av SEA-direktivet är ett typiskt exempel på administrativ implementering (Matland 1995). Lagstiftaren har dock lagt stor vikt vid att argumentera mot att implementeringen kommer att innebära ökade kostnader eller ta mer tid i anspråk. Samordning med befintliga

processer förespråkas och lagstiftaren har direkt uttalat att tillämparna förväntas följa lagen. Detta är annars typiska problem som kan uppstå vid en implementering enligt den administrativa principen. Det saknas nästan helt påföljder för den som inte följer den nya lagen och kontrollen består framför allt av samråd med länsstyrelsen, grannkommuner och allmänheten. Emot beskrivningen av implementeringen som en administrativ process talar dock några faktorer. Det är delvis oklart vilka tillämparna faktiskt är och, som diskursanalysen påvisat, är målet med policyn inte helt entydig utan innehåller målkonflikter och oklarheter. Det finns till exempel ingen kategori ”miljöbedömare” som lagen automatiskt riktar sig till, utan tillämpningen kommer att ske av närbyråkrater med mycket olika bakgrund inom en kommuns organisation för översiktlig planering. Det visar att implementeringsprocessen på lokal nivå kommer att tolkas i ljuset av olika professionella perspektiv, kommunala organisationskulturer och olika planeringspraktiker.

Målet för SEA såsom det uttrycks i de svenska förarbetena till lagen är att integrera miljöfrågor i planeringsprocessen. Detta kompletteras av den svenska tolkningen av direktivet som i diskursen framhåller vikten av effektivisering av planeringsprocessen som ett av målen med att införa SEA. Snabbare, billigare, samordning är några av ledorden i den nationella diskursen om miljöbedömningar. Detta framstår som en tydlig intention för implementeringen av SEA-direktivet i Sverige. Emmelin och Lerman (2005) bedömer att lagstiftningen är minimalistisk med hänsyn till att lagstiftaren önskade göra så få och små ändringar av befintlig lag som möjligt samt i relation till den roll SEAs givits i relation till hållbar utveckling. Diskursanalysen här stöder denna slutsats. I Emmelin och Lerman (2005) används i relation till rollen för hållbar utveckling tre möjliga ansatser för implementeringen: intentionell, minimalistisk och miljöinriktad. Jag menar dock att implementeringen av SEA-direktivet i svensk översiktlig planering i hög grad är intentionell, men inte i första hand för att ge SEA en viktig roll i att förändra kommunal översiktlig planering i en hållbar riktning, utan för att låta de nya reglerna främst få rollen som effektiviseringsinstrument.

Wallington et al. (2007) har identifierat, som de anser, tre vitala delar i diskussionen om SEA; nämligen det egentliga syftet och värderingar som associeras med SEA, de strategier som finns för att åstadkomma syftet, och slutligen mekanismerna för att operationalisera SEA. Diskussionen som försiggår mellan forskare idag om huruvida syftet kan formuleras generellt så att det gäller oberoende av kontext eller om det måste formuleras i relation till en kontext för att kunna fylla en substantiell roll, anknyter till resultatet från diskursanalysen. Wallington et al. (2007) menar att den dominerande strategin för SEA fram till idag har varit processinriktad. Strategin har handlat

främst om att följa rätt processregler. De hävdar att det också finns en mer uppenbart politisk och förnyande strategi för SEA som istället skulle gå ut på att kritisk granska planeringsförutsättningar och mål, och som skulle kunna formulera problemen från ett annat perspektiv. En sådan roll har dock inte givits till SEA i den svenska kontexten. Det kan dock finnas utrymme att den lokala tolkningen och implementeringen kan få en sådan inriktning. Utifrån den nationella diskurs som påvisats här är det dock i mångt en öppen fråga på vilket sätt den befintliga praktiken kommer att förändras och vilken roll miljöbedömningarna kommer tillåtas att spela i svensk översiktlig planering utifrån de rådande diskurser som påverkar den lokala praktiken. Den nationella diskursen underlättar en tolkning som innebär att miljöbedömningar ges en roll som liknar MKB, nämligen som i efterhand påvisande konsekvenser av redan valda alternativ i planeringsprocessen. Det är en roll som innebär att processerna inte nödvändigtvis har integrerats med varandra. Snarare blir miljöbedömningen en spegling istället för en integrerad del av planen. I detta sammanhang är det värt att påpeka att diskussionen om SEAs roll också har diskuterats i termer av "advocacy" – att ta rollen som förespråkare för miljöfrågorna i planeringsprocessen (Kørnøv & Thissen 2000). Förutsättningarna för att miljöbedömningarna skall kunna få en sådan roll finns, eftersom det uttryckta målet med SEA i MB handlar om att integrera miljöaspekter i planen så att en hållbar utveckling främjas.

7.2 Tillämparnas praktik

Implementerarnas sätt att betrakta implementeringsprocessen är påverkat av att det valda implementeringssättet är vanligt i Sverige för denna typ av lagar. Även om de betraktar implementeringsprocessen från ett uppifrånperspektiv, undgår det inte att också beskriva sin egen kontext utifrån ett nedifrånperspektiv, som typiska närbyråkrater. De intervjuade närbyråkraterna visade att finansieringsfrågan kanske var mer komplex än vad lagstiftarna förutsåg, att resursbristen, framför allt i mindre kommuner kommer att spela en stor roll för hur lagen implementeras, även risken för samarbetssvårigheter inom den kommunala organisationen påtalades. Tillämparnas olikheter visade också på att beroende på kontext och profession, erfarenheter etc. hade de olika inställning till vilka svårigheter och möjligheter de såg med implementeringen (artikel III). Deras utsagor och diskursanalysen i artikel II visar att implementeringsprocessen snarare borde betraktas som experimentell (Matland, 1995). Policyn innehåller oklarheter och målkonflikter, det är inte entydigt med vilka metoder den skall genomföras och eftersom tillämparna är mycket olika och deras kontexter varierar stort i de 290

kommunerna, från glesbygd till storstad, från rik till fattig, kommer implementeringen att bero mycket på den enskilda kontexten och på vilka aktörer som är aktiva i mikroimplementeringen. Nedifrånbeskrivningen kommer bättre åt de svårigheter på mikronivå som implementeringen av SEA-direktivet ger upphov till. Den experimentella implementeringsprincipen kan bättre beskriva närbyråkraternas handlingsutrymme, på vilket sätt diskursen styr den lokala praktiken. Resonemanget visar att normen, eller den större diskursen om hur makten utövas i Sverige genom lagar, styr tillämparnas sätt att betrakta problemen med införandet av en ny lag. Detta påverkar mikroimplementeringen, det sätt på vilket den enskilda närbyråkraten tolkar hur han eller hon kan anpassa sin praktik till den nya lagen eller i vilken grad lagen kan anpassas till den befintliga praktiken.

Ett sätt kan vara att läsa planerna för att förstå diskursen som styr de antaganden och meningar som slutligen resulterar i en plan. Tett och Wolfes (1991) metod för läsning av planer innehåller fyra punkter:

1. vem talar,
2. vem ansvarar för förändring?
3. legitimitetsskapande,
4. falsk dialog.⁶

Dessa frågor blev uppenbara vid min läsning av planerna. Vem som talar är ofta oklart, tilltalet är allmänt och de ansvariga för planen presenteras oftast som en grupp tjänstemän. Tett och Wolfe menar att detta sätt att distansera planförfattarna från texten skapar auktoritet och ger en slags friserad legitimitet till dokumentet. Eftersom det är oklart vem som talar skrivs texten ofta på ett sätt som gör agenten osynlig. Det går inte att se vem som skall åstadkomma den föreslagna förändringen. Det gör att ingen kan göras ansvarig för det som skall ske eller för att det inte sker, inte heller för att något annat än det planerade sker. I så gott som alla de studerade planerna finns en inledande text som hänvisar till lagar som sätter ramarna för den översiktliga planeringen, vad som skall göras och i vilken ordning. Även senare i innehållet hänvisas till riksintressen av olika slag och många av de senaste planerna innehåller en diskussion om lagen om strandskydd och hur kommunen förhåller sig till den.

Tett och Wolfe (1991) menar att det faktum att planerna innehåller så mycket hänvisning till lagar visar på ett behov av att ge planen i sig en officiell status, istället för att den skall representera planernas "röster" som talar genom dokumentet. I de svenska planerna blandas politiska visioner och uttalanden med sakliga inventeringar och kalkyler. Hänvisningar till

⁶ 1. Who speaks? 2. Who is accountable? 3. Constructing legitimacy 4. Fake dialogue

lagar och till allmänheten görs också, vilket gör att det inte självklart går att hävda att det endast är lagtexten som gör att planen får en officiell status. Den fjärde punkten handlar om hur planeraren konstruerar och talar till och om "den andre" – i det här fallet allmänheten – som om det vore en homogen grupp. Tett och Wolfe (1991) visar i sina exempel på hur allmänhetens deltagande betraktades som medverkande i planeringen och inte som en integrerad del av planeringen. Bortsett från de samrådsredogörelser som i många av de studerade översiktsplanerna är väl dokumenterade och beaktade, betraktas allmänheten just som den andre som skall tilltalas och samrådas med. Emellanåt delas denna allmänhet in i kvinnor och män, gamla, ungdomar, barn, bilburna och så vidare, men behandlas ändå som homogena grupper.

Det faktum att tillämparna har en så stor frihet att tillämpa de instiftade lagarna kan möjligen utgöra ett problem ur maktsynpunkt. Mycket planering sker utanför ramen för PBL. Detta innebär ur makthänseende att demokratin vid planering minskar då planering kan göras utan insyn från allmänheten. Även om de lokalt valda politikerna fattar beslut även om denna typ av planer minskar möjligheten till direktpåverkan från allmänheten, och därmed går planerna och planeringen också miste om lokal kunskap. Makt att integrera SEA i planeringen eller inte ligger hos politiker på lokal nivå och hos planerare och miljöbedömare. Det innebär att om SEA anses som obekvämt i den politiska kontexten kan verktyget göras neutralt och uddlöst i planeringen, och därmed omtolka ett eller flera av SEA syften och mål.

7.3 Förändring - outcome av implementeringen

Förändringen i det svenska planeringssystemet efter införandet av SEA-direktivet är flerfaldig. Det nationella politiska systemet har aktiverats att ta ställning till SEAs roll som en del i utvecklingen av ett styrsystem för hållbar utveckling. Tillämpningen av SEA-direktivet gäller översiktsplaneringen men även andra typer av planer och program. Handböcker har producerats, regionala och lokala aktörer har fått nya lagstiftningstexter att tolka och tillämpa och nya erfarenheter om hur miljöbedömningar praktiseras i Sverige har påbörjats. I kommunerna ska nya dokument tas fram som sedan enligt lagtexterna förväntas vara kopplade till och koordinerade med efterföljande MKB-processer. Ur ett policyimplementeringsperspektiv diskuteras förändringen i termer av output och outcome, där output är de aktiviteter som den nya policyn ger upphov till medan outcome är de slutliga resultaten till följd av aktiviteterna. I det aktuella fallet är varje tolkning en output som i nästa skede blir till en input och så vidare. Miljöbedömningspraktiken skulle

kunna sägas utgöra den output som resulterar i en förändring av existerande praktik – en outcome, och som också resulterar i planer – en slags outcome av implementeringsprocessen. Hill och Hupe (2005) tar som exempel att politiker kräver fler poliser (input) på gatan för att motverka brottslighet (outcome). Emellertid innebär inte alltid fler poliser automatiskt mindre brottslighet. Fler poliser på gatan är en output, men outcome är det som faktiskt åstadkoms av dessa poliser, vilket inte nödvändigtvis är minskad brottslighet, men kanske att samhället upplevs som tryggare av medborgarna.

Det faktum att miljöbedömningar görs av planer är i sig en förändring mot tidigare (output). Den påverkan som miljöbedömningarna enligt lag och förarbeten förväntas ha för en förändring av planeringspraktiken är som katalysator för en effektivare planeringspraktik (outcome). Enligt direktivet och MB är integrering ett mål som skall uppnås genom praktiska aktiviteter som; samordning av processer, alternativgenerering och att producera en MKB enligt uppställda krav. Enligt den nationella diskursen skall effektivisering framförallt åstadkommas med koppling och samordning mellan plan- och MKB-nivåer s.k. tiering.

Planerna med tillhörande miljökonsekvensbeskrivningar har i avhandlingen betraktats som ett resultat (outcome) av implementeringen där en uppföljning av vad som har hänt jämfört med förut kan beskrivas. Har då implementeringen gett upphov till integrering av miljöfrågor i planeringsprocessen? Resultaten i artikel IV visar att så är fallet i vissa av planerna. Det nyinförda begreppet betydande miljöpåverkan har bidragit till att miljöbedömningarna har avgränsats och blivit mer inriktade på att beskriva de betydande konsekvenser planen kan förmodas ge upphov till jämfört med hur det var förut. Förändringen ligger i att konsekvensbeskrivningarna tidigare i högre grad handlade om måluppfyllelse av visioner och planens övergripande mål vilket innebär att perspektivet ändrats till att mer specifikt behandla centrala miljöfrågor. Transparensen kring samrådsförfaranden har ökat och samråd med länsstyrelsen har genomförts i åtminstone hälften av de nya planerna.

Ovanstående resonemang är exempel på det Cashmore et al. (2007) kallar utvecklingsresultat, en av de fyra kategorier som de har definierat för att dela in SEAS resultat (outcome). De andra tre är; lärande, governance, attityd och värderingsförändringar⁷. Exempel på attityd- och värderingsförändringar beskrivs framförallt i artikel III, där tillämparna reflekterar över sin egen situation. Potentiella förändringar framkommer i intervjuerna som att införandet av miljöbedömningar medför att man som praktiker "blir

⁷ Learning-, governance- and developmental outcomes, attitudinal and value changes.

intvingad i miljötänkandet” och att man måste ”bli mer stringent” i sin beskrivning av miljökonsekvenserna jämfört med tidigare.

7.4 Diskursperspektiv

I den rådande miljöpolitiska diskursen pågår en ständig kamp om makten över tolkningsutrymmet av begreppet hållbar utveckling. SEA-diskursen är en del av denna diskursordning och speglar denna kamp, den mellan miljön som den viktigaste förutsättningen för utvecklingen och som anses ha ett eget berättigande och värde mot synen där utvecklingen där tillväxt inom den ekonomiska världen betraktas som en självklar förutsättning för utveckling.

Liknande resonemang för Owens (2002) men i samband med införandet av hållbar utveckling som mål för planering från mitten av 1990-talet. Hon menar att gapet mellan förväntningar och resultat inte bara kan förklaras som förutsägbara hinder och segdragna tolkningar av de nya målen i praktiken, utan att de pekar mot en mer grundläggande förskjutning mellan konkurrerande tolkningar av vad som menas med hållbar utveckling. Studiet av SEA, dels hur den debatteras i forskningslitteraturen och dels hur den framträder i forskningsprojektet visar att SEA kan betraktas som ett instrument i kampen om miljöns plats i tolkningen av hållbarhetsdiskursen. Kanske är det därför som mycket av forskningen om SEA framstår som normativ. Är det viktigare vad SEA bidrar med till kampen om tolkningsföreträdet än vad tillämpningen av den faktiskt uträttar? SEAs verkningsfullhet beror enligt arbetet i avhandlingen inte bara på kampen om tolkningen av hållbar utveckling, utan också på att det är många diskurser som genomsyrar planernas praktik. Därmed styrs förutsättningarna för den lokala miljöbedömningspraktiken i den enskilda kontexten.

I resonemanget ovan använder jag begreppet kamp, en strid om tolkningsföreträde. Den visar på ett maktspel som försiggår inom ramen för en diskurs. Den diskursiva makten gör det möjligt eller omöjligt att göra vissa tolkningar i en rådande diskurs. I den rådande planeringspraktiken underlättas viss praktik medan andra tolkningar av handlingsutrymmet görs omöjliga. Att motverka hållbar utveckling skulle inte kunna vara en giltig tolkning i dagens rådande samhällsklimat. Det gör det svårt för tillämparna att ignorera miljöbedömningar utifrån målsättningen att de bidrar till en hållbar utveckling. Eftersom begreppet hållbar utveckling är omtvistat går det att handla enligt olika tolkningar av det, och därmed skapas också möjlighet att handla emot vissa tolkningar av begreppet. Det diskursiva bidraget från lagstiftaren om tolkningen av målet med miljöbedömningar

som bidragande till en effektivare planeringsprocess är också svår att bortse ifrån. Enligt den nationella diskursen skall inte miljöbedömningarna tolkas som något revolutionerande. De skall inte råda över planeringen utan integrera miljöfrågor i planeringsprocessen, inte vara proaktiva utan reaktiva som MKB. Vill man göra annorlunda, går man utanför strukturen i den nationella diskursen och praktiken blir ogiltig. Men eftersom detta kan ses som en kamp om tolkningsutrymmet om vad som är en giltig lokal praktik skulle den på sikt kunna förändra diskursen. SEA som en del av en större diskursordning – hållbarhetsdiskursen skulle kunna möjliggöra det. SEA bidrar också till att reproducera diskursen om den hållbara utvecklingen.

Det antagna policyimplementeringsperspektivet på införandet av SEA gjorde att den rådande maktdiskursen blev synlig. Uppifrånperspektivet på policyimplementeringen av SEA visade sig ge upphov till brister, som medvetet eller omedvetet berodde på lagstiftarens tolkning av SEA-direktivet som en policy utan inneboende konflikter och oklarheter. Lagstiftarens rationella syn på implementering av lagen kan därför ifrågasättas på grund av de målkonflikter och oklarheter som policyn visade sig innehålla, osäkerheten om vem som faktiskt är tillämpare, liksom avsaknaden av resurser för att genomföra de nya kraven om miljöbedömningar.

7.5 Internationella iakttagelser

Några utvärderingar av införandet av SEA har gjorts internationellt. Deras studier karakteriseras här utifrån policyimplementeringsperspektivet. Chaker et al. (2006) har jämfört 12 länders SEA implementering på systemnivå. Studien redovisar den tidiga makroimplementeringen i respektive länder, som inte endast gäller SEA-direktivets införande i EUS medlemsstater utan omfattade länder över hela världen. Studien gjordes innan EU-länderna var färdiga med sin implementering av SEA-direktivet, det vill säga före juni 2004.

En annan studie gjordes för att utvärdera implementeringen av SEA i Alpreionen, det vill säga delar av Italien, Österrike, Frankrike och Tyskland (Jiricka & Pröbstl 2007). Slovenien uteslöts ur undersökningen på grund av sitt nytilträde i EU. Med hjälp av strukturerade intervjuer av tjänstemän på myndighetsnivå, regionala nivåer och av representanter för forskningscenter, liksom planerare som var experter på just implementeringen och utvärdering av SEA fick man fram resultat om implementeringen i de olika staterna. Denna studie gjordes av aktörer på makronivå men där förutsättningarna för implementering på mikronivå utgjorde det egentliga resultatet.

Therivel och Walsh (2006) genomförde en enkätundersökning ett år efter det att direktivet hade genomförts i England och Wales. Resultaten jämfördes med en tidigare studie som utvärderade sustainability appraisals (SA) som fanns reglerade i UK före implementeringen av SEA-direktivet. Denna visar bland annat att det tar längre tid att genomföra en SEA än en SA, att fler konsulter anlitas än tidigare och att planerarnas expertkunskaper hade stor betydelse för resultatet av SEA. I 46 % av fallen hade miljöbedömningen inneburit att mindre ändringar i planen hade gjorts och i 18 % hade miljöbedömningen lett till stora förändringar i planförslaget. Författarna påpekar särskilt att inga planer hade vid tillfället för undersökningen hunnit så långt som till utställningsskedet. Undersökningen studerar mikroimplementeringskedet men når inte så långt som till resultat (outcome) i form av genomförd process eller till antagna planer.

I Kalifornien implementerades också SEA nyligen. Tang et al. (2008) har gjort ett försök att utveckla en kvantifierbar utvärderingsmetod för MKB:er. Deras utvärderingsprotokoll utgår från fem kärnpunkter:

1. faktabas,
2. mål,
3. verktyg, förhållningssätt och metoder,
4. samordning och kommunikation och
5. genomförande, övervakning, åtgärder och alternativ.

Dessutom innehåller listan 63 indikatorer för att mäta kvalitén på MKB:erna. De utgår från vad som i internationell forskning har ansetts vara "best practice" och lämpliga utvärderingsparametrar. Med denna metod fångades resultat som visar att kumulativa effekter inte nådde en acceptabel kvalitetsnivå, vilket också gällde samordning och kommunikation med intressenter och myndigheter. De menar att svagheter hos metoden de tillämpat framförallt består av svårigheter att bedöma hur resultaten av en process egentligen speglas i dokumenten. Det förekommer ingen diskussion om huruvida "best practice" också innebär att MKB:erna bidrar till verkningsfullhet. Denna studie gjordes av den outcome i form av MKB som SEA implementeringen ger upphov till.

7.6 Slutsatser

Att arbeta fram ett nytt EU-direktiv kräver kompromissande, samarbete tolkningar och att en mängd texter produceras. Det ger upphov till lärande bland de inblandande i processen, till nya dokument och texter som skall tolkas. Dessa skall i sin tur omsättas i praktisk handling som leder till nya

texter och dokument. Hela denna kedja av händelser är en del av den förändring som SEA-direktivet har gett upphov till.

Genom att använda ett policyimplementeringsperspektiv för att studera implementeringen av SEA blev det synligt hur viktig kontexten är för vilken roll SEA kan få, och vilket tolkningsutrymme de svenska tillämparna av direktivet har för att utforma en SEA-praktik. Med policyimplementeringsperspektivet blev förutom den rådande maktdiskursen, också innehållet i MKBerna, en outcome av policyimplementeringsprocessen, synliga.

Med diskursperspektivet blev det synligt att inte bara det uttryckta målet med SEA i direktiv och lag är det som påverkar hur miljöbedömningspraktiken skall förstås. Minst lika viktigt är de befintliga diskurser som styr planeringspraktiken och den nationella miljöbedömningsdiskursen, den som mycket påtagligt hade ett annat minst lika viktigt mål med implementeringen av SEA, nämligen effektivisering av planeringsprocessen. Diskursperspektivet tillförde också att SEA som en del i den hållbara utvecklingsdiskursen blev synlig.

7.7 Fortsatt forskning

En naturlig fortsättning på det påbörjade arbetet vore att göra intervjuer med tillämparna, både på kommunal nivå och på länsstyrelsenivå. Hur har den lokala miljöbedömningspraktiken utvecklats? Är de medvetna om sin roll? Vilka är miljöbedömarna? Vilka kommer de att vara? Har de en annan ingång i planeringen – utifrån kommande? Vilken roll spelar de? Det vore också intressant att intervjua/hålla fokusgrupp med konsulter om deras syn på miljöbedömningar syftet, målen och hur de tillämpas.

En annan möjlig fortsättning är att följa upp beslutsfattarnas förväntan om ökad effektivisering till följd av tiering mellan planeringsnivåer. Att följa en översiktsplan vidare i implementeringsprocessen för att se hur den används i andra efterföljande planer, som underlag för samråd och hur den används och tolkas i den offentliga debatten. När det gäller tiering är det också viktigt att undersöka om miljöbedömningen som utförts i översiktsplanen används även på regional och nationell nivå eller i sektorsplaner.

Dessutom, kan kunskapen om hur planer och MKB:er kan skrivas och läsas bidra till att förändra MKB: i riktning från den rationella stilen till en mer berättande tradition?

Referenser

Alm, E. (2005). *Nya krav på miljöbedömningar av planer och program. En väg mot effektivare samhällsplanering och hållbar utveckling?* C-uppsats vid Miljövetarprogrammet, inst. för tematisk utbildning och forskning ITUF, Linköpings universitet.

Alvesson, M. (1999) *Beyond Neo-Positivists, Romantics and Localists-A Reflexive Approach to Interviews in Organization Research*. Institute of Economic Research Working Paper Series, ISSN 1103-3010. Lunds Universitet.

Alvesson, M. & Sköldberg, K. (1994). *Tolkning och reflektion. Vetenskapsfilosofi och kvalitativ metod*. Lund: Studentlitteratur.

Asplund, E & Hilding-Rydevik, T (1996). *Kunskap, miljö och framtid. Plan-MKB – fallstudier i två kommuner*. KTH, Department of Infrastructure and planning. Stockholm: Trita-IP FR 96-14.

Balfors, B. (1994) *Environmental impact assessment and municipal land use planning: an example from Karstorp in Norrköping*. Stockholm: Byggforskningsrådet

Bartlett, R.V. & Kurian, P.A. (1999). The theory of environmental impact assessments implicit models of policy making. *Policy and politics*, 27(4): 415-433.

Bergström, G. & Boréus K. (2000). *Textens mening och makt, metabok i samhällsvetenskaplig textanalys*. Lund: Studentlitteratur.

Berman, P. (1978). The study of macro- and microimplementation. *Public Policy*, 26(2).

- Bina, O. (2003). *Reconceptualising Strategic Environmental Assessment: Theoretical Overview and Case Study from Chile*. Opublicerad diss. UK: University of Cambridge.
- Bina, O. (2007). A critical review of the dominant lines of argumentation on the need for strategic environmental assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 27(7): 585-606.
- Bina, O. (2008) Context and Systems: Thinking More Broadly About Effectiveness in Strategic Environmental Assessment in China. *Environmental management*, 42(4): 717 -733.
- Bjarnadottir, H. (2008). *SEA in the context of land-use planning. The application of the EU Directive 2001/42/EC to Sweden, Iceland and England*. Lic-avh. No 2008:11. Karlskrona: Blekinge Tekniska Högskola.
- Boverket (2006). *Miljöbedömningar för planer enligt plan- och bygglagen – en vägledning*. Karlskrona: Boverket.
- Bowe, R., Ball, S.J. & Gold, A. (1992). *Reforming education & changing schools. Case studies in policy sociology*. London: Routledge
- Burr, V. (1995). *An introduction to social constructionism*. London: Routledge,
- Cashmore, M. (2004). The role of science in environmental impact assessment: process and procedure versus purpose in the development of theory. *Environmental Impact Assessment Review*, 24: 403-426
- Cashmore, M., Gwilliam, R., Morgan, R., Cobb, D. & Bond, A. (2004). The interminable issue of effectiveness: substantive purposes, outcomes and research challenges in the advancement of environmental impact assessment theory. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 22(4): 295-310
- Cashmore, M., Bond, A. & Cobb, D. (2007). The Contribution of Environmental Assessment to Sustainable Development: Toward a Richer Empirical Understanding. *Environmental Management*, 40: 516-530
- Chaker, A., El-Fadl, K., Chamas, L. & Hatjian, B. (2006). A review of strategic environmental assessment in 12 selected countries. *Environmental Impact Assessment Review* 26: 15-56

- Connelly, S. & Richardson, T. (2005). Value-driven SEA: time for an environmental justice perspective? *Environmental Impact Assessment Review*, 25: 391-409
- Cun-kuan, B., Yong-sen, L. & Jin-cheng, S. (2004). Framework and operational procedure for implementing strategic environmental assessment in China. *Environmental Impact Assessment Review*, 24: 27-46
- Dalal-Clayton, B. & Sadler, B. (2005). *Strategic Environmental Assessment: A Sourcebook and Reference guide to International Experience*. Earthscan Publ. Ltd.
- deLeon, P. (1998). Models of policy discourse: insights versus prediction. *Policy Studies Journal*, 26(1): 147-161
- deLeon, P. (1999). The missing link revisited: contemporary implementation research. *Policy Studies Review*, 16(3/4): 311-338
- Dreborg, K. H. (2004). *Scenarios and Structural Uncertainty; Explorations in the Field of Sustainable Transport*. Diss. KTH, Stockholm: Universitetsservice AB
- Dovlén, S. (2004). *Communicating Professional Perspectives. Local government and spatial planning for sustainability*. Diss. KTH, Stockholm: Universitetsservice AB
- Emmelin, L. (red) (2006). *Effective tools for environmental assessment – critical reflections on concepts and practice*. Forskningsrapport 2006:3, Karlskrona: Blekinge Tekniska Högskola.
- Emmelin, L. & Lerman, P. (2005). Problems of a Minimalist Implementation of SEA – the Case of Sweden. I Schmidt, M., Joao, E. & Albrecht, W. (red). *Implementing Strategic Environmental Assessment*, S 177-191, Berlin: Springer.
- Fairclough, N. (1995). *Critical discourse analysis. The critical study of language*. London: Longman.
- Feldmann, L. (1998). The European Commission's Proposal for a Strategic Environmental Assessment Directive: Expanding the scope of Environmental Impact Assessment in Europe. *Environmental Impact Assessment Review*, 18: 3-14

- Feldmann, L., Vanderhaegen, M. & Pirotte, C. (2001). The EU:s SEA Directive: status and links to integration and sustainable development. *Environmental Impact Assessment Review*, 21: 203-222.
- Ferman, B. (1990). When failure is success: implementation and Madisonian government. I Palumbo, D.J. & Calista, D.J. (red), *Implementation and the Policy Process: Opening Up the Black Box*. New York: Greenwood Press, S 39-50.
- Fischer, F. (1995). *Evaluating public policy*. US: Wadsworth.
- Fischer, T. & Gazzola, P. (2006). SEA effectiveness criteria – equally valid in all countries? The case of Italy. *Environmental Impact Assessment Review*, 26: 396-409.
- Fog, H., Bröchner, J., Törnqvist, A. & Åström, K. (1992). *Mark politik och rätt. Om plan- och bygglagen i praktiken*. Stockholm, Byggeforskningsrådet.
- Glasson, J. Therivel, R., Chadwik, A. (1994). *Introduction to Environmental Impact Assessment*. London: UCL Press Ltd.
- Hacking, I. (2000). *Social konstruktion av vad?* Falun: Thales.
- Hajer, M.A. (1995). *The politics of environmental discourse. Ecological modernization and the policy process*. Oxford: Clarendon press.
- Healey, P. (1993). Planning through debate. I *The Argumentative Turn in Policy Analysis and Planning*. Fischer, F. & Forester, J. (red), London: UCL Press.
- Hilding-Rydevik, T. & Fundingsland, M. (2005). Strategic Environmental assessment and land use planning: Sweden. I (red) Jones et al. *Strategic environmental assessment and land use planning: an international evaluation*. London: Earthscan.
- Hilding-Rydevik, T. & Bjarnadottir, H. (2007). Context consciousness and sensitivity in SEA implementation. *Environmental Impact Assessment Review*, 27(7): 666-684
- Hill, M. & Hupe, P. (2002). *Implementing Public Policy*. London: Sage.

Hoch, C.J. (2002). Evaluating plans pragmatically. *Planning theory*, 1(1): 53–75

Håkansson, M. (2005). *Kompetens för hållbar utveckling*. Professionella roller i kommunal planering. Diss. KTH. Stockholm: Universitetservice AB.

Jiricka, A. & Pröbstl, U. (2007). SEA in local land use planning – first experience in the Alpine States. *Environmental Impact Assessment Review*, 28 (4–5): 328–337.

Johansson, R. (2000). Ett bra fall är ett steg framåt. Om fallstudier och historiska fallstudier. *Nordisk Arkitekturforskning*, 13 (1–2).

Jones, C., Baker, M. Carter, J., Jay, S., Short, M. & Wood, C. (2005). Evaluation the SEA of land use plans. I Wood, C. (red) *Strategic environmental assessment and land use planning: an international evaluation*. London: Earthscan publications Ltd.

Khakee, A. (2000). *Samhällsplanering. Nya mål, perspektiv och förutsättningar*. Lund: Studentlitteratur.

Khakee, A. & Eckerberg, K. (1992). *Mellan lag och förväntningar – översiktsplaneringen utvärderas*. Forskningsrapport 1992:4, Statsvetenskapliga institutionen, Umeå universitet.

Kørnøv, L. & Hvidtfeldt, H. (2002). The Danish experience of strategic environmental assessment. I Hilding-Rydevik T. (red). *Environmental Assessment of Plans and Programs*. Nordregio R2003:4, S 9–40, Stockholm.

Kørnøv, L. & Thissen, W. (2000). Rationality in decision- and policy-making: implications for strategic environmental assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 18 (3): 191–200.

Kvale, S. (1997). *Den kvalitativa forskningsintervjun*. Lund: Studentlitteratur.

Lawrence, P. (2000). Planning Theory and Environmental Assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 20: 607–625.

Lipsky, M. (1980). *Street-Level Bureaucracy, Dilemmas of the Individual in Public Services*. New York: Russell Sage Foundation.

- Mandelbaum, S.J. (1990). Reading plans, counterpoint. *Journal of American Planning Association*, 56: 350–356.
- Matland, R.E. (1995). Synthesizing the implementation literature: the ambiguity–conflict model of policy implementation. *Journal of public administration research and theory*, 5 (2): 145–174.
- Mazmanian, D.A. & Sabatier P.A. (1989). *Implementation and Public Policy*. Lanham: University Press of America.
- Morgan, G. (1993). *Images of Organization*. Newbury Park: Sage.
- Mörkenstam, U. (1999). *Om "lapparnes privilegier", Föreställningar om samiskhet i svensk samepolitik 1883-1997*. Diss. Stockholms Universitet, Edsbruk: Akademitryck AB.
- Neumann, I.B. (2003). *Mening, materialitet, makt. En introduktion till diskursanalys*. Lund: Studentlitteratur.
- Nilsson, K. (2003). Planning in a sustainable direction – the art of conscious choices. Diss. KTH. Stockholm: Universitetsservice AB
- Nilsson, M., Wiklund, H., Finnveden, G., Jonsson, D.K., Lundberg, K., Tyskeng, S. & Wallgren, O. (2007). *Analytical framework and tool kit for SEA follow-up*. Environmental impact Assessment Review. In press.
doi:10.1016/j.eiar.2008.09.002
- Noble, B. (2004). A state of practice survey of policy, plan and program assessment in Canadian. *Environmental Impact Assessment Review*, 24:351–361.
- Noble, B. (2008). Promise and dismay: the state of Strategic environmental assessment systems and practices in Canada. *Environmental Impact Assessment Review*, I tryck. doi:10.1016/j.eiar.2008.05.004.
- Nyström, J. (1999). *Planeringens grunder, en översikt*. Lund: Studentlitteratur.
- Owens, S.E. (2002). *Land and limits: interpreting sustainability in the planning process*. Florence, USA: Routledge.
- Parsons, W. (2001). *Public Policy An Introduction to the theory and practice of policy analysis*. Cheltenham, UK: Edward Elgar.

- Partidario, M.P. (1996). Strategic Environmental Assessment: key issues emerging from recent practice. *Environmental Impact Assessment Review*, 16: 31-55
- Partidario, M.P. (2000). Elements of an SEA framework – improving the added value of SEA. *Environmental Impact Assessment Review* 20: 647-663.
- Persson, Å. & Nilsson, M. (2007). Towards a framework for SEA follow-up: theoretical issues and lessons from policy evaluation. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 9(4)
- Pressman, J. & Wildavsky, A.B. (1984). Implementation 3^d edn. Berkeley: University of California Press. (1st edn, 1973; 2nd edn, 1979).
- Retief, F., Jones, C. & Jay, S. (2008). The Emperor's new clothes – reflections on a strategic environmental assessment (SEA) practice in South Africa. *Environmental Impact Assessment Review*, 28(7): 504-514.
- Richardson, T. (2005). Environmental assessment and planning theory: four short stories about power, multiple rationality, and ethics. *Environmental Impact Assessment Review*, 25: 341-365.
- Runhaar, H. (2008). Putting SEA in context: A discourse Perspective on how SEA contributes to decision-making. *Environmental Impact Assessment Review*. In press. Doi:10.1016/j.eiar. 2008.09.003.
- Sabatier, P.A. (1986). Top-down and bottom-up approaches to implementation research: a critical analysis and suggested synthesis. *Journal of Public Policy*, 6(1): 21-48.
- Sannerstedt, A. (2001). Implementering – hur politiska beslut genomförs i praktiken. I Rothstein, B. (red). *Politik som organisation. Förvaltningens grundproblem*. Mölnlycke: SNS förlag, 3:e upplagan.
- Smith, T.B. (1973). The Policy Implementation Process. *Policy Sciences*, 4: 197-209.
- Soneryd, L. (2002). *Environmental conflicts and deliberative solutions? A case study of public participation in EIA in Sweden*. Diss. Örebro Universitet. V.Frölunda: Intellecta DocuSys.

Stenlund, J. (2006). Plan and reality – Municipal energy plans and development of local energy systems. Lic-avh. Linköpings Universitet.

Svenska kommunförbundet (2004). *Hur ser det ut i din kommun? Enkät om det kommunala samhällsbyggandet*. Stockholm: Bromma tryck.

Tang, Z., Bright, E. & Broby, S. (2008). Evaluating California land use plans' environmental impact assessment reports. *Environmental Impact Assessment Review*. Doi:10.1016/j.eiar.2008.03.002.

Tett, A. & Wolfe, J.M. (1991). Discourse analysis and city plans. *Journal of Planning Education & Research*. 10(3): 195-200

Therivel, R. (1997). SEA in Central Europe. Project appraisal. 12 (3): 151-160.

Therivel, R. & Minas, P. (2002) Ensuring effective sustainability appraisal. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 29(2): 81-91.

Therivel, R. & Partidario, M. P. (1996) (red). *The practice of Strategic Environmental Assessment*. London: Earthscan.

Therivel, R. & Walsh, F. (2006). The strategic environmental assessment directive in the UK: 1 year onwards. *Environmental Impact Assessment Review*, 26: 663-675.

Therivel, R., Wilson, E., Thompson, S., Heaney, D. & Pritchard, D. (1992). *Strategic Environmental Assessment*. London: Earthscan.

Tyskeng, S. (2006). *Environmental Assessment of projects and local plans in the energy and waste sectors in Sweden – practice and potential for improvement*. Diss. Linköpings universitet:Unetryck.

Van Meter, D.S. & Van Horn, C.E. (1975). The policy implementation process. A conceptual framework. *Administration & Society*, 6(4)445-488

Vedung, E. (2005) *Public Policy and Program Evaluation*. New Brunswick (USA) and London (UK):Transaction publishers.

Vicente, G. & Partidario, M.R. (2006). SEA – Enhancing communication for better environmental decisions. *Environmental Impact Assessment Review*, 26: 696–706.

Voogd, H. & Woltjer, J. (1999). The communicative ideology in spatial planning: some critical reflections based on the Dutch experience. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 26: 835–854.

Wallington, T., Bina, O. & Thissen, W. (2007). Theorising strategic environmental assessment: fresh perspectives and future challenges. *Environmental Impact Assessment Review*, 27: 569–584.

Wiklund, H. (2005). In search of arenas for democratic deliberation: a Habermasian review of environmental assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 23(4): 281–292.

Wärnbäck, A. (2007) *Cumulative effects in Swedish impact assessment practice*. Lic-avh. SLU. Uppsala: SLU Service/Repro.

Ödman, P.-J. (1994). *Tolkning, förståelse, vetande. Hermeneutik i teori och praktik*. Göteborg: Norstedts.

Lagar, förordningar och förarbeten till lagen

Förordning om ändring i förordningen (1998:905) om miljökonsekvensbeskrivningar (SFS 2005:356).

Förordning om ändring i förordningen (1998:905) om miljökonsekvensbeskrivningar. Förordningsmotiv. Fm 2005:2.

Kommittédirektiv, Dir. 2002:97, *Översyn av plan- och bygglagstiftningen*.

MB *Miljöbalken*, SFS 1998:808.

PBL *Plan och bygglagen*, SFS 1987:10.

Proposition 2003/04:116, *Miljöbedömningar av planer och program*.

SEA-Directive, *The European Union (EU) Directive 2001/42/EC on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment*.

SMB-direktivet, *Europaparlamentets och rådets direktiv 2001/42/EG av den 27 juni 2001 om bedömning av vissa planers och programs miljöpåverkan.*

SOU 2003:70 *Miljöbedömningar avseende vissa planer och program* –
Delbetänkande från PBL-kommittén.

Epilog

Många år har förflutit sedan den där dagen då jag beskylldes för att ställa fel frågor. Nu vet jag mer om vad SMB (miljöbedömningar) är och skulle kunna vara för något i Sverige och internationellt. Jag har lärt mig mer om hur man ställer frågor och vilken betydelse olika frågeställningar får i olika sammanhang. Mycket har hunnit hända med mig, mina frågor och omvärlden. Men till min förvåning ställer andra personer precis samma frågor som jag om exakt samma projekt idag som för snart 14 år sedan. Fel frågor kan vara alldeles rätt!